

170



KARI-MATTI VUORI

**HYDROPSYCHIDAE-HEIMON VESIPERHOSTOUKAT  
YMPÄRISTÖKUORMITUKSEN MITTAREINA  
VIRTAAVISSA VESISSÄ**

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUS  
VAASAN VESI- JA YMPÄRISTÖPIIRI  
KOKKOLAN VESI- JA YMPÄRISTÖPIIRI  
HELSINKI 1993



170

KARI-MATTI VUORI

**HYDROPSYCHIDAE-HEIMON VESIPERHOSTOUKAT  
YMPÄRISTÖKUORMITUKSEN MITTAREINA  
VIRTAAVISSA VESISSÄ**

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUS  
VAASAN VESI- JA YMPÄRISTÖPIIRI  
KOKKOLAN VESI- JA YMPÄRISTÖPIIRI  
HELSINKI 1993

Etukannen kuva: Kadmiumille altistettu *Hydropsyche contubernalis*-toukka.  
Kuva: Kari-Matti Vuori

Tekijä on vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota  
vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset:  
Painatuskeskus Oy, PL 516, 00101 Helsinki  
Postimyynti, puh. (90) 566 0266

ISBN 951-47-8800-1  
ISSN 0786-9592

HELSINKI 1993



Julkaisija  
Vesi- ja ympäristöhallitus,  
Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri ja  
Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiri

Julkaisun päivämäärä  
Joulukuu 1993

Tekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)  
Kari-Matti Vuori

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)

*Hydropsychidae*-heimon vesiperhostoukat ympäristökuormituksen mittareina virtaavissa vesissä  
(*Hydropsychidae*-familjens nattsländelarver som mätare på miljöbelastningen i rinnande vatten)

Julkaisun laji  
Tutkimusraportti

Toimeksiantaja

Toimielimen asettamispyvm

Julkaisun osat

Tiivistelmä

*Hydropsychidae*-heimon vesiperhostoukkien vasteita erilaisiin vedenlaatutekijöihin tutkittiin maastossa ja laboratoriossa. Toukkien alumiini-, rauta- ja sinkkipitoisuudet kuvastivat hyvin vastaavia pitoisuuksia vedessä. Tutkituista metalleista toukat keräsivät tehokkaimmin sinkkiä ja kuparia. Mikrokosmoksissa suoritetuissa kadmiumin toksisuustesteissä havaittiin toukilla muutamassa vuorokaudessa ilmeneviä muutoksia anaalipapillien ja kidusten morfologiassa sekä kilpailukäyttäytymisessä. Lyhytaikaisessa altistuksessa subletaalipitoisuuksille anaalipapillien väri- ja rakennemuutokset olivat pysyviä ja haittasivat toukkien aikuistumista. Siirtämällä mikrokosmoksissa toukkia puhtailta paikoilta alunamaiden kuormittamiin kohteisiin voitiin todentaa lyhytkestoiset, epäsuotuisat happamuus- ja metallijaksot muutoksina toukkien kuolevuudessa, morfologiassa ja kasvussa sekä lajikoostumuksessa. Yhdistämällä maasto- ja laboratoriomenetelmiä voidaan *Hydropsychidae*-toukkia käyttää ilmentämään jokivesistöihin kohdistuvan ympäristökuormituksen ajallista ja paikallista vaihtelua ja ekologisia vaikutuksia sekä laadullisesti että määrällisesti.

Asiasanat (avainsanat)

Biomonitorointi, ekotoksikologia, virtavedet, vesiperhoset, *Hydropsychidae*

Muut tiedot

Sarjan nimi ja numero

Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja  
- sarja A 170

ISBN

951-47-8800-1

ISSN

0786-9592

Kokonaissivumäärä

39

Kieli

Suomi

Hinta

Luottamuksellisuus

Julkinen

Jakaja

Painatuskeskus Oy  
PL 516, 00101 Helsinki

Kustantaja

Vesi- ja ympäristöhallitus  
PL 250, 00101 Helsinki

*Utgivare*

Vatten- och miljöstyrelsen,  
Vasa vatten- och miljödistrikt och  
Karleby vatten- och miljödistrikt

*Utgivningsdatum*

December 1993

*Författare (uppgifter om organet: namn, ordförande, sekreterare)*

Kari-Matti Vuori

*Publikation (även den finska titeln)*

*Hydropsychidae*-familjens nattsländelarver som mätare på miljöbelastningen i rinnande vatten  
(*Hydropsychidae*-heimon vesiperhostoukat ympäristökuormituksen mittareina virtaavissa vesissä)

*Typ av publikation*

Forskningsrapport

*Uppdragsgivare**Datum för tillsättandet av organet**Publikationens delar**Referat*

*Hydropsychidae*-familjens nattsländelarvers respons till olika faktorer som påverkar vattenkvalitet undersöktes i fält och laboratorium. Halterna av aluminium, järn och zink korrelerade tydligt med motsvarande halter i vattnet. Av de undersökta metallerna ackumulerades zink och koppar mest effektivt i larverna. Genom kadmium toxicitetstest som utfördes i mikrokosmos observerades förändringar som på några dagar uppstod i analpapillerna samt i larvernas morfologi och konkurrensbeteende. Förändringarna i analpapillernas struktur och färg var bestående, och hindrade larvens normala utveckling även i subletala koncentrationer. Då larverna förflyttades från en ren omgivning till avrinningsområden från sur sulfatjord kunde kortvarig surhet och förhöjda metallhalter konstateras som förändringar i mortalitet, morfologi, tillväxt och fördelning mellan arter. Genom att kombinera fält- och laboratorieobservationer kan *hydropsychidae*-larver användas för monitoring av den lokala, tidsmässiga och kvalitetsmässiga variationen och de ekologiska effekterna av den belastning som påverkar vattendragen.

*Sakord (nyckelord)*

Biomonitoring, ekotoxikologi, rinnande vatten, nattsländor, *Hydropsychidae*

*Övriga uppgifter**Seriens namn och nummer*

Vatten- och miljöförvaltningens publikationer  
- serie A 170

*ISBN*

951-47-8800-1

*ISSN*

0786-9592

*Sidantal*

39

*Språk*

Finska

*Pris**Sekretessgrad*

Offentlig

*Distribution*

Tryckericentralen Ab  
PB 516, 00101 Helsingfors

*Förlag*

Vatten- och miljöstyrelsen  
PB 250, 00101 Helsingfors

*Published by*  
National Board of Waters and the Environment,  
Vaasa Water and Environment District, and  
Kokkola Water and Environment District

*Data of publication*  
December 1993

*Author(s)*  
Kari-Matti Vuori

*Title of publication*  
*Hydropsychid* caddis larvae (*Trichoptera, Hydropsychidae*) as measures of environmental contamination in running waters

*Type of publication*  
Research report

*Commissioned by*

*Parts of publication*

*Abstract*

Responses in *Hydropsychid* caddis larvae to different water quality factors were studied in the field and in laboratory. Statistically significant correlations existed between the whole-body aluminium, iron and zink concentrations and the ambient water concentrations. Of the metals investigated zink and copper were most efficiently accumulated in the larvae. In microcosms cadmium toxicity tests rapid changes in morphology and behaviour of the larvae were observed. The changes in structure and colour of the anal papillae and tracheal gills were permanent and hindered the normal development of the larvae also at sublethal concentrations. By transplanting larvae from clean sites to sites polluted by runoff from acid sulphate soils, short-term acidity and peaks in metal concentrations were detected as changes in mortality, morphology, growth and species composition. It is suggested that hydro-psychid larvae can be used in monitoring the amount, quality and temporal changes as well as ecological effects of pollution of rivers using the laboratory and field methods described in this study.

*Keywords*

Biomonitoring, ecotoxicology, rivers, caddies flies, Hydropsychidae

*Other information*

<i>Series (key title and no.)</i>	<i>ISBN</i>	<i>ISSN</i>
Publication of the Water and Environment Administration - series A 170	951-47-8800-1	0786-9592

<i>Pages</i>	<i>Language</i>	<i>Price</i>	<i>Confidentiality</i>
39	Finnish		Official

*Distributed by*  
Painatuskeskus Oy  
P.O.Box 516, FIN-00101 Helsinki, Finland

*Publisher*  
National Board of Waters and the Environment  
P.O.Box 250, FIN-00101 Helsinki, Finland



## ALKUSANAT

Käytännön tarve jokivesistöjen biologisten seurantamenetelmien kehittämiseksi on suuri. Jo tapahtuneista tai käynnissä olevista ympäristömuutoksista erityisesti vesirakentaminen, säännöstely, voimistunut maa- ja metsätalous, turvetuotanto, teollisuuden ja asutuksen jätevedet sekä ilmansaasteet vaikuttavat voimakkaasti jokiluontomme tilaan lähes kaikissa jokivesistöissämme. Jokien tilassa tapahtuvien muutosten seuranta on tärkeää kahdesta syystä. Ensimmäinen syy liittyy jokiluontoon itseensä, sen monimuotoisuuden säilymiseen ja sitä kautta kykyyn tyydyttää joen vaikutuspiirissä elävien ihmisryhmien erilaiset tarpeet. Näistä tarpeista yhä keskeisimmiksi mielletään nykyisin hyvä veden laatu ja siihen liittyvät virkistyskäyttömahdollisuudet. Toinen syy liittyy jokien suureen merkitykseen Itämeren ainetaseissa. Jokiin kohdistuvat ympäristömuutokset vaikuttavat ratkaisevasti myös Itämeren ekologiaan.

Jokivesien laadun voimakkaat lyhytaikaisvaihtelut vaikeuttavat seuranta- ja erilaisten ympäristömuutosten vaikutusten arviointia. Perinteisillä vesianalyysillä ei käytännössä saada tarkkaa kuvaa jokiin kohdistuvan kuormituksen laadusta ja määrästä, sen ajallisesta ja paikallisesta vaihtelusta eikä ekologisista vaikutuksista. Maj ja Tor Nesslingin Säätiön sekä Vaasan ja Kokkolan vesi- ja ympäristöpiirien rahoituksella vuonna 1992 käynnistyneen JOKien Biologisten seuranta-menetelmien kehittämisprojektin (JOBI) tavoitteena onkin kehittää ja testata suomalaisiin jokivesistöihin soveltuvia menetelmiä jokien seuranta- ja vaikutustutkimusten tarpeisiin.

Työn lähtökohtana ovat olleet Pohjanmaan vesi- ja ympäristöpiirien pitkät perinteet sekä jokien luonnontilan muuttajina että jokiekologisen tutkimuksen edelläkävijöinä. Haluan erityisesti kiittää tutkimuksen toimialapäälliköitä, Pertti Sevolaa (Vaasa, JOBIN vastuullinen johtaja) ja Sinikka Jokelaa (Kokkola), hyvien työskentelyedellytysten luomisesta. Kiitoksen ansaitsevat myös laboratorioden henkilökunta ja Ilona Joensuu vesirallin mallikkaasta hoitamisesta sekä Leena Miettinen ja Ilona Joensuu laboratoriomenetelmien kehittelytyöstä. Esa Koskenniemen puhemylly ja kommentit edesauttoivat käsikirjoituksen syntymistä.

31.12.1993

Kari-Matti Vuori





# SISÄLLYS

ALKUSANAT.....	7
1 POHJAELÄIMET JOKIEN BIOINDIKAATTOREINA.....	10
1.1 Bioindikaattoreiden historiaa.....	10
1.2 Pohjaeläimiin perustuvien seurantamenetelmien edut ja puutteet.....	11
1.3 Jokivesien biomonitoroinnin kehitysnäkymiä Suomessa.....	13
2 AINEISTO JA MENETELMÄT.....	14
3 TULOKSET.....	16
3.1 <i>Hydropsychidae</i> -toukat metallikuormituksen mittareina.....	16
3.2 Kadmiumin toksisuustestit <i>Hydropsyche</i> -toukilla.....	19
3.3 <i>Hydropsychidae</i> -toukkien siirtoistutuskokeet.....	23
4 TULOSTEN TARKASTELU.....	27
4.1 <i>Hydropsychidae</i> -vesiperhoset metallikuormituksen mittareina.....	27
4.2 Haitallisten aineiden toksisuuden testaus <i>Hydropsychidae</i> -toukilla.....	28
4.3 <i>Hydropsychidae</i> -toukkien siirtoistutus jokivesien ympäristökuormituksen seurannassa.....	29
5 HABITAATTI BIOLOGISEN SEURANNAN PERUSYKSIKKÖNÄ.....	30
6 PÄÄTELMÄT.....	31
KIRJALLISUUS.....	32

# 1 POHJAEELÄIMET JOKIEN BIOINDIKAATTOREINA

## 1.1 Bioindikaattoreiden historiaa

Jokivesistöihin kohdistuvan ympäristökuormituksen mittareina on käytetty eliöyhteisöjä tai niiden osia jo liki sadan vuoden ajan. Eliöiden ekologisten ominaisuuksien on katsottu ilmentävän takautuvasti ympäristön, lähinnä veden, laatua. Perinteisesti on tutkittu ilmentäjä- eli indikaattorilajien esiintymistä ja/tai puuttumista sekä eliöyhteisöjen rakennetta. Yhteisöjen toiminnallisten ominaisuuksien suhdetta veden laatuun on tutkittu paljon vähemmän (Maltby ja Calow 1989).

Viime vuosikymmeninä on vesikasveja ja -eläimiä käytetty yhä enemmän myös haitallisten aineiden määrän ja kulkeutumisen mittareina bioakkumulaatiotutkimuksissa (Wilhm 1975, Hellowell 1986). Samalla on usein suuntauduttu yhteisöjen rakenteen tarkastelusta populaatio-, yksilö- ja solutason ilmiöiden tarkasteluun.

Ensimmäinen dokumentoitu esitys vesiperhosista veden laadun ilmentäjinä lienee peräisin vuodelta 1848, jolloin F.A. Kolenati ilmoitti kaupungin jätevesien aiheuttavan vesiperhostoukkien puuttumisen erästä joesta (Kolenati 1848). Vastaavanlaisten, 1800-luvun loppupuolen empiiristen havaintojen pohjalta luotiin Keski-Euroopan hitaasti virtaaviin jokivesiin eliöiden esiintymiseen perustuva, veden likaantumisasetta kuvaava saprobia-systeemi (Kolkwitz ja Marsson 1902, 1908, 1909, Pantle ja Buck 1955, Sladecék 1979). Samoihin aikoihin luotiin bioindikaattoreiden käytölle perusteet myös Yhdysvalloissa, missä Illinois-jokea tutkittiin vuodesta 1877 alkaen ennen Chicagon kaupungin jätevesikanaalin avaamista (v. 1900) sekä sen jälkeen (mm. Forbes 1910, Forbes ja Richardson 1913).

Brittein saarilla kehitettiin 1950-luvulta lähtien lähinnä koskipaikkojen makroskoop-pisiin pohjaeläimiin perustuvia likaantumisindeksejä, jotka perustuvat eri heimoille/suvuille empiiristen havaintojen perusteella annettuihin pistearvoihin (Hynes 1959, Balloch ym. 1976, Hawkes 1979, Armitage ym. 1983). Myös Suomessa on brittien pohjaeläinindeksejä, lähinnä BMWP-indeksiä (Armitage ym. 1983), hyödynnetty jokien laatuokittelussa (esim. Nyman ym. 1986, Lax 1988, Lax ym. 1992). Vastaavia indeksejä on kehitetty myös muualla Euroopassa (mm. dePauw ja Vanhooren 1983, Fontoura ja Moura 1984), Pohjois-Amerikassa (Hilsenhoff 1977, 1987) ja Etelä-Afrikassa (Chutter 1972).

Uuden vaiheen Pohjois-Amerikan virtavesitutkimuksissa käynnistivät Ruth Patrickin (1949) piilevätutkimukset. Patrickin tutkimusryhmän ja muidenkin yhdysvaltalaisen virtavesitutkijoiden töihin vaikutti suuresti MacArthurin ja Wilsonin (1967) saariteoria. Ympäristötekijöiden vaikutuksia eliöyhteisöihin selitettiin yhteisöjen tasapainoteoriasta johdetuilla ennusteilla ja käytännössä etenkin mittaamalla yhteisöjen monimuotoisuutta diversiteetti-indeksein. Pienellä viiveellä tämä suuntaus yleistyi myös eurooppalaisessa virtavesitutkimuksessa.

Kritiikki em. indeksejä kohtaan yleistyi kuitenkin 1980-luvulla. Indeksien katsotaan tuhlavan huomattavan määrän informaatiota pelkistäessään kymmenien lajien esiintymisen ja runsauden yhdeksi ainoaksi luvuksi. Diversiteetti-indeksit eivät myöskään ota huomioon näytteissä esiintyvien lajien ominaisuuksia vaan ainoastaan niiden lukumäärän ja yksilöiden jakautumisen lajien kesken. Tämän puutteen korjaamiseksi ja ekologisesti tulkittavamman informaation saamiseksi on yhteisöaineistoja viime vuosina analysoitu yhä enemmän monimuuttujamenetelmien avulla (Sarvala 1984,

Nyman ym. 1986, Pontasch ym. 1989, Muotka 1990, Vuori 1993c). Seurantatutkimuksissa nämä menetelmät ovat kuitenkin yhä vähän hyödynnettyjä (Maltby ja Calow 1989).

Edellä mainittujen, lähinnä laji- ja yhteisötason indeksijärjestelmien rinnalla on veden laadun ilmentäjiksi kaloilla jo pitkään kehitetty myös solu-, kudosa-, yksilö- ja populaatiotason vasteita (esim. Wilhm 1975, Meyers ja Hendricks 1985). Näiden vasteiden käytännön soveltaminen on kuitenkin usein vaikeaa koska niiden luontaista vaihtelua ja merkitystä ei riittävästi tunneta ja koska ne kalojen liikkuvuuden takia eivät välttämättä ilmennä paikallisia olosuhteita (ks. kuitenkin Tana 1990). Kalojen sähköisiin sydän-, hengitys-, yskös- ym. signaaleihin perustuvia jatkuvatoimisia monitorointilaitteistoja on sovellettu käytäntöön juomaveden ja suurten teollisuuslaitosten jäteveden laadunvalvonnassa (Cairns ym. 1974, Gruber ym. 1981, Seager ja Maltby 1989). Nämä laitteistot ovat muissa seurantatutkimuksissa liian kalliita eivätkä ne myöskään pysty ilmentämään täsmällisesti kuormituksen laatua ja määrää.

Pohjaeläimillä on biokemiallisten (Day ja Scott 1990, Edwards ja Fisher 1991), histologisten (Armstrong ja Millemann 1974), fysikaalisten ja morfologisten (Simpson 1980, Petersen 1986, Camargo 1991, Vuori 1992, Vuori 1993a), sekä käyttäytymis- (Pascoe ym. 1991, Vuori 1993a) ja populaatiiovasteiden (Petersen 1986) suhdetta veden laatuun tutkittu huomattavasti vähemmän kuin kaloilla. Monet näistä tutkimustuloksista ovat kuitenkin lupaavia käytännön seurantatutkimustenkin kannalta.

Nykyisin sekä eurooppalainen että pohjois-amerikkalainen biologinen seurantatutkimus on käytännössä pitkälti palannut juurilleen, kvalitatiiviseen näytteenottoon sekä yhteisöjen lajikoostumuksen ja -runsauden kuvaamiseen (Cairns ja Pratt 1993). Yleisten laatuindeksien sijasta pyritään nyt muokkaamaan tietyille, eliöstöltään ja maantieteeltään yhtenäisille alueille omat bioindeksinsä. Samalla on kuitenkin sivuutettu se kritiikki jota bioindeksejä kohtaan on vuosikymmenten saatossa esitetty. Tarkastelen seuraavassa pohjaeläinten ja yleensä bioindikaattoreiden käytön teoreettisia perusteita sekä erityisesti pohjaeläinten etuja ja puutteita biologisessa seurannassa.

## 1.2 Pohjaeläimiin perustuvien seurantamenetelmien edut ja puutteet

Bioindikaattoritutkimuksille on yhteistä niiden soveltava lähtökohta. Käyntiinpanevana voimana on usein ollut tarve saada mahdollisimman nopeasti ja helposti tietoa veden laadusta ja sen vaikutuksista eliöstöön. Bioindikaattoreiden on katsottu heijastavan etenkin lyhytkestoisia, eliöstön kannalta kriittisiä ajanjaksoja pitempään ja tehokkaammin kuin perinteiset vedenlaatuanalyysit (esim. Tittizer ja Kothe 1979).

Soveltava lähtökohta on usein merkinnyt tutkittavien ilmiöiden teoriataustan puutteellista huomioimista. Eliöiden esiintymisen ja runsauden selittäminen vain yhdellä syytekijällä, veden laadulla, on modernin ekologian teorioiden valossa mahdollista. Tämä on kuitenkin soveltavassa vesistötutkimuksessa toistuva käytäntö. Veden laadun ohella muita yhteisöjen rakenteeseen ja dynamiikkaan vaikuttavia tekijöitä kuten predaatiota, kilpailua, loisintaa, sattumaa, historiallisia ja eliömaantieteellisiä tekijöitä sekä habitaatteihin vaikuttavia fysikaalisia tekijöitä ei juuri oteta huomioon vertailtaessa esimerkiksi pohjaeläinyhteisöjä tietyllä likaantumisgradientilla (Mölsä 1984, Vuorinen 1984, Heckman ym. 1990).

Soveltavien, yhteisötason informaatiota hyödyntävien bioindikaattoritutkimusten ehkä vakavimpana puutteena on niiden kyvyttömyys määritellä objektiivisesti se "luonnon-tilainen" yhteisö johon saatuja tuloksia verrataan. Vaikka tätä puutetta voidaan hieman lieventää ennen-jälkeen -tutkimuksilla ja kontrolliyhteisöjen huolellisella valinnalla, vaikeuttaa yhteisörakenteen luontainen vaihtelu haitallisten veden laatutekijöiden vaikutusten erottamista vaihtelun muista syytekijöistä.

Seurantatutkimuksissa on lisäksi sisäänrakennettuna induktivistinen päättely (Frisk 1990). Induktiivinen lähestymistapa lähtee yksittäisistä havainnoista, joiden perusteella muodostetaan käsitys yleisistä lainalaisuuksista. Tämän lähestymistavan tieteenfilosofiset ongelmat ovat laajalti tunnettuja (Saarinen 1980, Mentis 1988). Yksittäisistä havainnoista ei voida johtaa säännönmukaisuuksia koska uudet havainnot voivat milloin tahansa osoittaa nämä säännönmukaisuudet vääriksi. Siten tietty vaikutus tietyllä kuormitustekijällä tiettyyn systeemiin ei takaa että muilla kuormitustekijöillä olisi sama vaikutus samaan systeemiin tai että samalla kuormitustekijällä olisi sama vaikutus eri systeemeihin. Samoin ei voi olla takeita siitä että jokin korrelaatio ekologisten muuttujien ja yhteisörakenteen välillä tietyissä habitaateissa pätsisi myös muissa habitaateissa (Maltby ja Calow 1989).

Edellä kuvatusta johtuu, ettei perinteisten, indikaattorilajeihin perustuvien seuranta-menetelmien avulla pystytä saavuttamaan sen paremmin yleispäteviä, ympäristö-kuormitusta täsmällisesti kuvaavia tuloksia kuin myöskään parempaa ymmärrystä vesiekosysteemien toiminnan lainalaisuuksista. Sen sijaan että seuranta muodostuisi puhtaasti havaintojen keräämisestä ja niiden perusteella tehtävistä yleistyksistä, tulisi lähteä liikkeelle teorioista. Keskeisimpänä haasteena on selvittää miten ympäristö-kuormitus vaikuttaa biologisiin systeemeihin ja miten vaikutukset organisaation yhdellä tasolla heijastuvat seuraaville tasoille. Lajien paikalliset vasteet ihmistoiminnan aiheuttamille häiriöille koostuvat esiintymisen ja runsauden muutoksista ja/tai suuntaavan valinnan seurauksena kehittyvästä sietokyvystä. Eliöiden evolutiiviset ja ekologiset vasteet erilaisille stressitekijöille myös toistuvat samankaltaisina ja niillä on ratkaiseva vaikutus yhteisöjen ja ekosysteemien rakenteeseen ja toimintaan (Calow ja Berry 1989). Yhteisötason vasteet (lajien esiintymisen ja runsauden muutokset) ilmentävät varsin karkeasti ja usein hitaasti paikallisia ympäristömuutoksia. Koska ympäristökuormituksen aiheuttama valintapaine kohdistuu ensisijassa yksilöiden ja populaatioiden kasvuun, kuolevuuteen ja lisääntymiseen, antaisivat nämä vasteet ilmeisesti myös seurannassa täsmällisemmän ja herkemman kuvan ympäristöhäiriöiden luonteesta ja vaikutuksista. Lajilistojen lisäksi on siten seurantatutkimuksissakin oltava kiinnostuneempia populaatioiden ja yhteisöjen säätelyn mekanismeista ja niiden evoluutiosta.

Pohjaeläinten käyttökelpoisuutta, biologisessa seurannassa ovat tarkastelleet mm. Hawkes (1979), Paasivirta (1984), Hellawell (1986) sekä Rosenberg ja Resh (1992). Edut pelkistetysti liittyvät helposti tunnettavien, kerättävien ja käsiteltävien lajien ekologian hyvään tuntemukseen. Pohjaeläimistä erityisesti hyönteiset pystyvät myös aineenvaihdunnaltaan nopeina ja tietynkaltaisen ravinnon käyttöön erikoistuneina ilmentämään haitallisten aineiden ympäristöpitoisuuksia ja niiden vaihtelua täsmällisemmin kuin esimerkiksi yleisemmin käytetyt simpukat (Hare ym. 1991, Vuori 1993b).



Pohjaeläinten puutteiksi on virtavesitutkimuksissa katsottu lähinnä kvantitatiivisen näytteenoton työläys, vuodenaikaan liittyvät erot esiintymisessä sekä näyteasemien väliset erot habitaattien rakenteessa ja siten myös pohjaeläinlajistossa (Rosenberg ja Resh 1992). Nämä puutteet voidaan kuitenkin usein korjata ajoittamalla näytteenotto keskeisimpiin ajankohtiin (kevät/syky) sekä rajaamalla tarkastelu tutkimusongelman kannalta keskeisiin habitaatteihin ja eliöryhmiin.

### 1.3 Jokivesien biomonitoroinnin kehitysnäkymiä Suomessa

Vesi- ja ympäristöhallinnossa on biomonitorointimenetelmien kehittämisen tarve erityisesti jokivesistöissä tiedostettu jo pitkään (Heinonen 1984). Edellä kuvattuja, pohjaeläimiin perustuvia menetelmiä on käytetty seuranta- ja vaikutustutkimuksissa Pohjanmaan jokivesistöissä (esim. Nyman ym. 1986, Lax 1988, Vuori 1993c). Vaasan vesi- ja ympäristöpiirin bioindeksiprojektissa vv. 1982-1984 havaittiin sekä yksittäisten pohjaeläinlajien että -yhteisöjen kuvaavan hyvin elinympäristönsä ympäristötekijöitä. Alustavia selvityksiä tehtiin 1980-luvun lopulla myös vesisammalten soveltuvuudesta metallikuormituksen mittareiksi Pohjanmaan joissa (Vuori ym. 1990).

Pohjoiset erityispiirteemme, erityisesti voimakkaat vuodenaikaisvaihtelut ja veden korkea humuspitoisuus, vähentävät muualla Euroopassa kehitettyjen menetelmien soveltuvuutta suomalaisiin oloihin. Vuonna 1992 käynnistettiin Maj ja Tor Nesslingin säätiön rahoituksella Vaasan ja Kokkolan vesi- ja ympäristöpiireissä JOKien veden laadun Biologisten seurantamenetelmien kehittämisprojekti (JOBI). Biologisten seurantamenetelmien tulisi mm. Hellawellin (1986) mukaan perustua sellaisiin ekologialtaan hyvin tunnettuihin eliöihin, jotka ovat yleisiä ja runsaita mahdollisimman monentyyppisissä vesistöissä. Lisäksi niiden tulisi sietää hyvin veden laadun voimakkaitakin muutoksia mutta samalla reagoida niihin fysiologisilla, kemiallisilla tms. muutoksilla jotka ovat helposti ja halvasti mitattavissa ja joiden suhde veden laadun vaihtelutekijöihin tunnetaan.

Alustavien selvitysten perusteella kohdennettiin JOBI-projektin tutkimukset vesisammaliin ja *Hydropsychidae*-heimon vesiperhosiin. Koskikivien pinnoille silkkisen pyyntiverkkonsa kutovat *Hydropsychidae*-vesiperhostoukat ovat yleisiä ja runsaita hyvin monentyyppisissä virtavesissä ja niiden elinympäristövaatimukset tunnetaan suhteellisen hyvin (Petersen 1987, Vuori 1989). Suomessa esiintyy 9 heimon lajia sekä lähisukuisista lajeista nykyisin omaan heimoonsa luettava *Arctopsyche ladogensis* (Taulukko 1).

Biologisten seurantamenetelmien käytössä korostettiin 1980-luvulla entistä enemmän kokeellisten menetelmien ja maastohavaintojen yhdistämistä (Cairns 1981, Leppäkoski 1984). Käytännön seuranta- ja vaikutustutkimuksissa kokeellisten pohjaeläinmenetelmien käyttö on maailmalla kuitenkin yleistynyt vasta viime vuosina (esim. Clements ym. 1988, Pontasch ja Cairns 1991, Crane ym. 1993). Yhdistämällä maasto- ja laboratoriomenetelmät pyrittiin JOBIssa saamaan kvantitatiivista tietoa ympäristökuormituksen määrästä, laadusta sekä ekologisista vaikutuksista yksilö-, populaatio- ja yhteisötasolla. Seuraavassa esitän yhteenvedon JOBI-projektin tuloksista suodattajavesiperhosten osalta sekä tarkastelen tulosten soveltamismahdollisuuksia käytännön biologisessa seurannassa.

Taulukko 1. *Hydropsychidae*- ja *Arctopsychidae*-heimon vesiperhosten esiintyminen eräillä virtahavaintopaikoilla (VYH:n havaintopaikknumero suluissa). Lähteet: Nyman ym. (1986), Lax ym. (1992), Vuori (1992, 1993b) ja Vuori, julkaisematon aineisto. Lyhenteet: Hang=*Hydropsyche angustipennis*, Hbul=*Hydropsyche bulgaromanorum*, Hcon=*Hydropsyche contubernalis*, Hpel=*Hydropsyche pellucidula*, Hsax=*Hydropsyche saxonica*, Hsil=*Hydropsyche siltalai*, Cnev=*Ceratopsyche nevae*, Csil=*Ceratopsyche silfvenii*, Clep=*Cheumatopsyche lepida*, Alad=*Arctopsyche ladogensis*.

	Hang	Hbul	Hcon	Hpel	Hsax	Hsil	Cnev	Csil	Clep	Alad
Pielisjoki (320)			x	x		x	x		x	
Kuhankoski (4000)			x	x		x			x	
Rautalamminreitti		x	x	x		x	x		x	
Jyrängönvirta (4900)			x	x					x	
Kymijoki	x		x	x					x	
Kyrönjoki (9600)	x			x						
Perhonjoki (10600)				x		x	x		x	x
Lestijoki (10700)	x			x		x		x	x	x
Pyhäjoki (11100)	x		x	x			x		x	
Tenojoki							x			x

## 2 AINEISTO JA MENETELMÄT

Vuoden 1991 kesäkuussa kerättiin viidestä eri Pohjanmaan joesta (Kuva 1) vesihyönteis- ja -sammalnäytteet. Näytteistä määritettiin kuuden eri metallin (Al, Fe, Cu, Zn, Cd, Pb) pitoisuudet (Vuori 1993b, Vuori ym. 1993). Eliöiden metallipitoisuuksien suhdetta veden laatutekijöihin ja ravinnonottotapoihin selvitettiin korrelaatio- ja regressioanalyysin avulla.

Haitallisten aineiden ekologisten vaikutusten selvittämiseksi kehitettiin suodattaja-vesiperhosilla tehtäviin toksisuustesteihin soveltuvia mikrokosmoksia. Metallien vaikutusta vesiperhostoukkien käyttäytymiseen, morfologiaan ja kasvuun tutkittiin näissä mikrokosmoksissa (Vuori 1993a ja julkaisematon).

Nopeaan toksisuuden testaukseen ja toukkien pitkäaikaiseen kasvatukseen soveltuvat mikrokosmokset olivat tilavuudeltaan yhden litran kokoisia, pyöreitä muovipurkkeja, joiden pohjalle asetettiin tiiviisti pohjan peittävä muoviruohon kappale. Virtaus saatiin aikaan johtamalla purkkeihin rei'itettyjen letkujen kautta paineilmaa. Toukat kutoivat verkkonsa muovitupsujen väleihin.

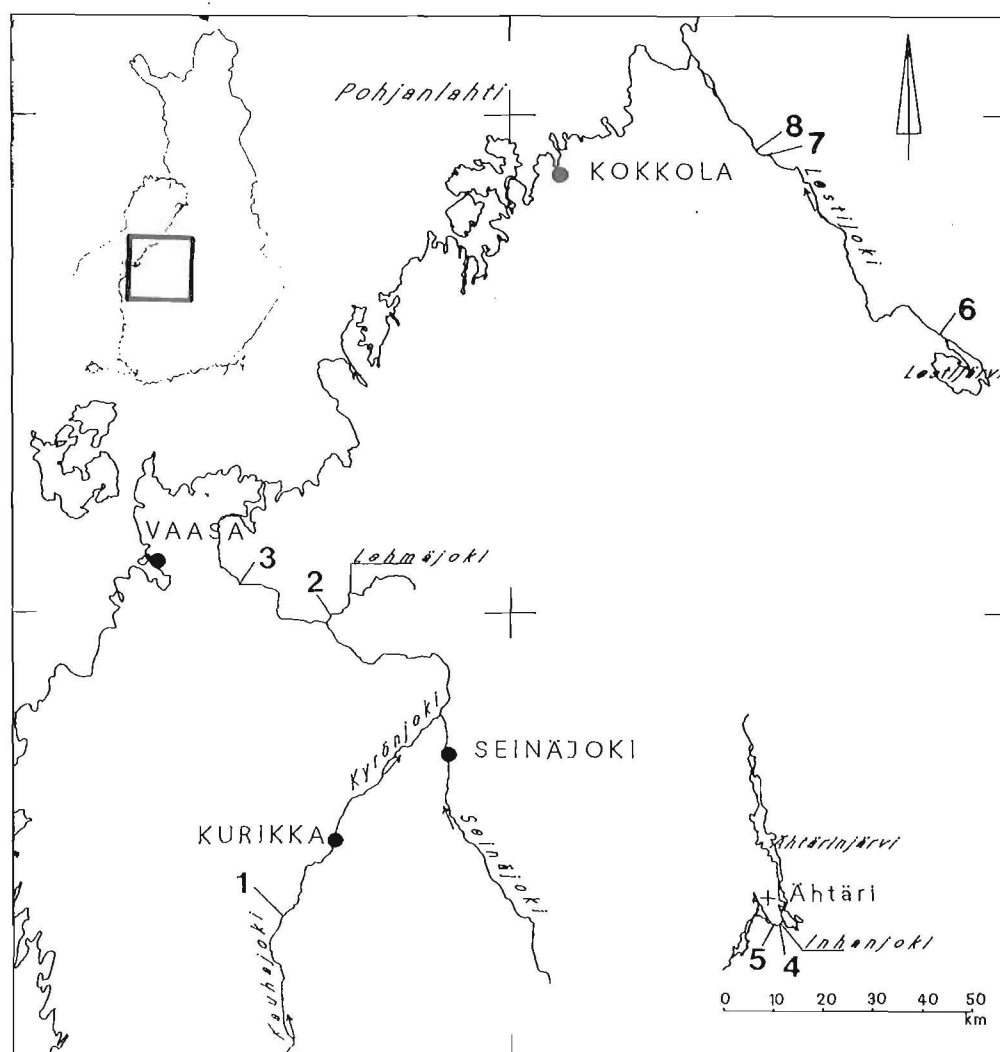
Konneveden tutkimusasemalla testattiin kadmiumin toksisuutta *Hydropsyche contubernalis*- ja *H. siltalai*-toukille. Kahdeksaan purkkiin siirrettiin Konneveden Siikakoskesta 40 kummankin lajin toukkaa, kymmenen yksilöä kuhunkin purkkiin. Vuorokauden akklimoinnin jälkeen kummankin lajin toukat altistettiin 0,00 (kontrolli), 0,012, 0,16 ja 10 mg l<sup>-1</sup> kadmiumpitoisuuksille 72 tunnin ajan. Välittömästi kokeen jälkeen toukkien rakenteellisia muutoksia tarkasteltiin stereomikroskoopilla voimakkaassa ylä- ja alavalossa.

Toukkien käyttäytymistä seurattiin kahdessa, lasilevyllä kahteen osaan jaetussa lasiakvaarioissa. Akvaariot asetettiin magneettisekoittajien päälle siten että kummas-

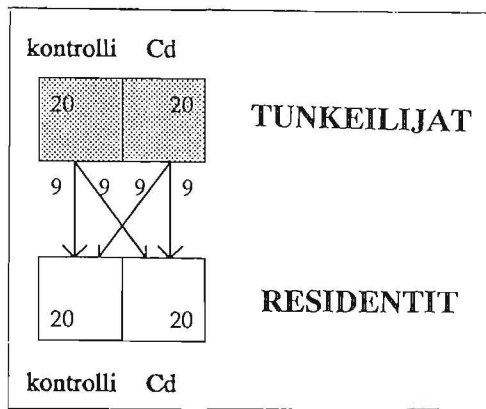
sakin puoliskossa pyörivä magneettisauva sai aikaan akvaarion reunoilla n. 30-40 cm s<sup>-1</sup> virtauksen. Reunoille silikonilla yhden senttimetrin välein kiinnitetyt muoviruohon tupsut toimivat toukkien verkonkudonta-alustoina.

Altistin kahdessa akvaariopuoliskossa *Hydropsyche contubernalis*-toukkia 24 tuntia 0,012 mg/l kadmiumpitoisuudelle kahden puoliskon toimiessa kontrolleina. Kussakin akvaariopuoliskossa oli kaksikymmentä yksilöä. Toisesta akvaariosta siirrettiin vuorokauden kuluttua arvotussa järjestyksessä 18 altistettua ja 18 altistamatonta toukkaa toisen akvaarion altistettujen ja altistamattomien toukkien puolelle (Kuva 2).

Maastossa tutkittiin kolmen suodattajavesiperhoslajin yksilö- ja populaatiovasteita tulva-aikaiseen happamuus- ja metallikuormitukseen siirtoistutuskokeiden avulla (Vuori 1993d). Siirtoistutuksissa käytettiin 35 cm pitkiä, halkaisijaltaan 10 cm levyisiä viemäriputkia, joiden takaosaan kiinnitettiin silikonilla tiivis, silmäkooltaan 0,5 mm:n muovinen seula verkko. Etuosaan tehtiin samasta verkosta irrotettava kansi. Putkiin asetettiin irrotettavat, solukumiset alustat joihin pistetyt hyönteisneulat toimivat toukkien kiinnitymis- ja verkonkudonta-alustoina. Kuhunkin putkeen siirrettiin maastossa 20 *Hydropsyche angustipennis*-, 15 *H. siltalai*- ja 20 *Ceratopsyche nevae*-toukkaa. Kunkin lajin putkia oli jokaisessa siirtokohteessa kolme kappaletta. Valitut toukat olivat kaikki 3.-4. kehitysvaiheessa.



Kuva 1. Metallien bioakkumulaatiotutkimuksen näytteenottoasemat.



Kuva 2. *Hydropsyche contubernalis*-toukkien käyttäytymiskokeen koejärjestys. Luvut yksilömääriä.

Toukkia siirrettiin Kauhajoen Kohlunkoskesta (*H. angustipennis*, *H. siltalai*) ja Perhonjoen Slotteforsista (*C. nevae*) Kyrönjoen Kolkinkoskeen ja Lehmäjokeen (Isokyrö, hautausmaa). Toukkien lähtökohteissa tehtiin vastaava käsittely poimintoiheen, putkiin siirtämiseen, autokuljetukseen ja siirtoistutukseen. Putkiin siirretyt toukat kuljetettiin isoissa muovisaaveissa siirtokohteeseen. Veden lämpötila pidettiin kuljetuksen aikana lähellä ( $\pm 5$  °C) luonnonlämpötiloja kylmäkalleilla. Siirtoistutukset tehtiin 8.5. ja 21.5 1992. Toukkien kuolleisuutta, kehitysvaihetta, morfologisia muutoksia sekä pupautumisen onnistumista seurattiin ensimmäisessä kokeessa päivittäin ja toisessa kokeessa noin kaksi kertaa viikossa. Ongelmana oli seulaverkkojen tukkiutuminen kiintoaineksella, minkä takia putkien kannet vaihdettiin uusiin ja alaosan verkot harjattiin puhtaiksi kerran tai kaksi viikossa.

### 3 TULOKSET

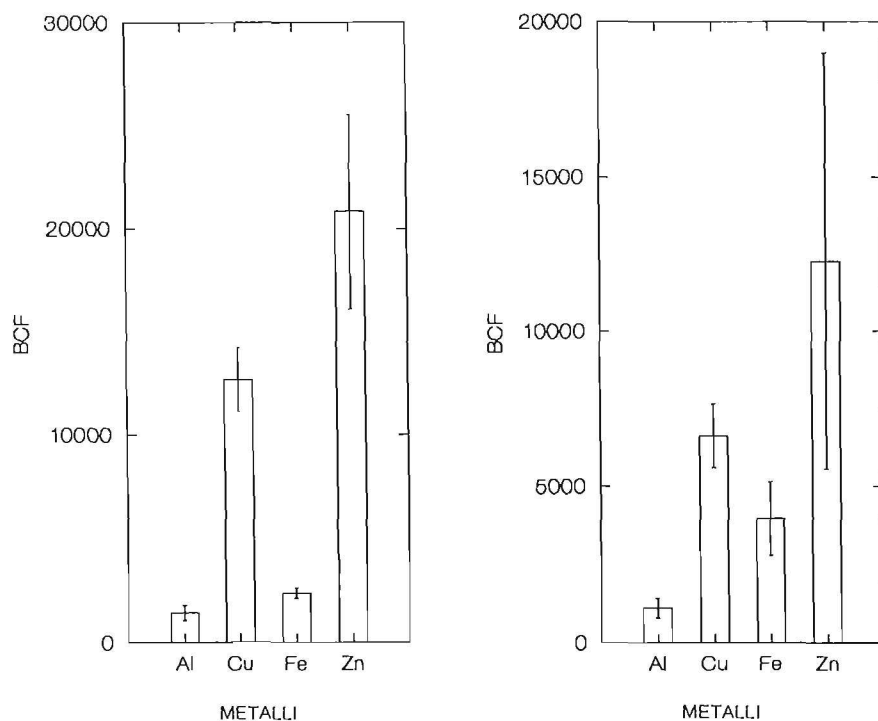
#### 3.1 *Hydropsychidae*-toukat metallikuormituksen mittareina

*Hydropsyche*-toukkien alumiini-, rauta- ja sinkkipitoisuudet korreloivat merkitsevästi veden kokonaismetallipitoisuuden kanssa. Toukkien rauta- ja alumiinipitoisuudet korreloivat merkitsevästi myös veden sähkönjohtavuuden ja kiintoainespitoisuuden kanssa heijastaen happamien sulfaattimaiden vesistökuormitusta (Taulukko 4). Tilastollisesti merkitsevä negatiivinen korrelaatio vallitsi toukkien alumiini- ja kuparipitoisuuden sekä veden pH:n välillä. Fiskarsin alumiinivienetehtaan jätevesiputken alapuolella (asema 5) raudan, alumiinin, kadmiumin ja lyijyn pitoisuudet olivat 1,5-5 kertaa korkeammalla tasolla kuin yläpuolisessa koskessa. Koska asemilta otettiin vain yksi kokoomanäyte/laji, ei erojen tilastollista merkitsevyyttä voitu testata.

Happamissa oloissa sinkin ja kadmiumin toukkapitoisuudet olivat verrattain alhaisia vesipitoisuuksiin verrattuna (Taulukko 2 ja 3). Toukat keräsivät eniten sinkkiä ja kuparia (Kuva 3). Sinkin rikastumiskertoimet vaihtelivat voimakkaasti *Hydropsyche angustipennis*-toukilla johtuen lähinnä Lehmäjoen poikkeavista olosuhteista. *H. pellucidula*-toukilla vaihtelu oli huomattavasti pienempää. Koska kadmiumin ja lyijyn vesipitoisuudet olivat useimmilla näyteasemilla alle määrittäysrajan, ei rikastumiskertoimia pystytty laskemaan. Jäämät toukissa olivat näiden metallien osalta kuitenkin suhteellisen korkeat.

## Hydropsyche pellucidula

## Hydropsyche angustipennis



Kuva 3. Hydropsychidae-toukkien metallien rikastumiskertoimet (BCF).

Taulukko 2. Veden laatu metallien akkumulaatiotutkimuksen näyteasemilla. A1=Kauhajoki, Kohlunkoski, A2=Lehmäjoki, A3=Kyrönjoki, A4=Inhanjoki, Fiskarsin yläpuoli, A5=Inhanjoki, Fiskarsin alapuoli, A6=Lestijoki, Hirvikoski, A7=Lestijoki, Myllylä, A8=Lestijoki, Kannus. BD=alle määrittäysrajan.

Muuttuja	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8
pH	6,5	5,6	5,9	6,5	6,5	6,3	6,1	6,0
Sähkönjoht. mS m <sup>-1</sup>	11,1	24,9	13,0	3,7	3,7	2,8	4,5	4,4
Väri mg Pt l <sup>-1</sup>	128	165	220	120	120	99	250	250
COD mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>	21,6	20	26	17	17	10	33	33
Alkaliniteetti mmoll <sup>-1</sup>	41	,09	,21	-	-	,07	,08	,09
Kokonais P µg l <sup>-1</sup>	125	198	78	26	27	-	68	68
Kiintoainne mg l <sup>-1</sup>	6,1	23,5	12,4	1,3	2,3	-	7,9	6,4
Al l <sup>-1</sup>	830	2630	1860	251	240		1001	968
Fe l <sup>-1</sup>	1750	2500	2150	1030	948		1270	1300
Cu l <sup>-1</sup>	2	5	4	1	1	1	1	1
Zn l <sup>-1</sup>	6	48	23	5	5	BD	2	3
Cd l <sup>-1</sup>	BD	0,2	0,1	BD	BD	BD	BD	BD
Pb l <sup>-1</sup>	BD	BD	BD	1	1	BD	BD	BD



Taulukko 3. *Hydropsyche angustipennis*- (Hang) ja *H. pellucidula* (Hpel) -toukkien kokonaismetallipitoisuudet ( $\mu\text{gg}^{-1}$  DW) näyteasemittain.

	1	2	3	4	5	6	7
Al							
Hang	1478	2318	1404	-	-	-	-
Hpel	903	-	1803	124	474	269	1120
Fe							
Hang	7700	14400	3800	-	-	-	-
Hpel	4800	-	5700	1700	2400	2700	2700
Cu							
Hang	17,4	27,4	22,9	-	-	-	-
Hpel	23,6	-	29,0	13,8	14,4	16,2	94,2
Zn							
Hang	152	145	195	-	-	-	-
Hpel	143	-	161	121	142	113	100
Cd							
Hang	,38	,09	,27	-	-	-	-
Hpel	,40	-	,27	,12	,46	,10	,25
Pb							
Hang	1,9	0,6	1,1	-	-	-	-
Hpel	0,9	-	1,3	0,9	4,4	1,0	<0,1

Taulukko 4. *Hydropsyche*-toukkien metallipitoisuuden ja veden laatutakijöiden välinen korrelaatio (Spearmanin järjestyskorrelaatio). W = veden metallipitoisuus, SUSP = kiintoaines. Tähdet ilmaisevat tilastollisesti merkitseviä korrelaatiokertoimia  $p < 0,05$  (\*) ja  $p \leq 0,01$  (\*\*).

Metalli (toukissa)	W	ALK	COD	Väri	Sähkön- johtavuus	pH	SUSP
Al	0,89*	-0,87	0,32	0,49	0,90**	-0,82*	0,93**
Fe	0,78*	-0,26	0,02	0,25	0,80*	-0,62	0,90**
Cu	0,49	-0,56	0,45	0,62	0,67	-0,78*	0,66
Zn	0,85*	-0,21	0,13	0,17	0,67	-0,15	0,66
Cd	-0,40	0,67	0,25	-0,07	-0,07	0,19	-0,37
Pb	0,32	0,63	-0,40	0,37	-0,26	0,58	-0,40

### 3.2 Kadmiumin toksisuustestit *Hydropsyche*-toukilla

Kadmium-altistus aiheutti toukkien anaalipapillien värin ja rakenteen muuttumisen. Rakenteellisesti anaalipapillit voitiin jakaa viiteen eri luokkaan: a) kirkkaat, läpi-kuultavat, b) vaaleat, maitomaiset, c) osittain/vähän tummentuneet, d) lähes kokonaan tummentuneet, e) kokonaan tummentuneet, redusoituneet.

Kadmiumkokeen lopussa altistamattomien *Hydropsyche contubernalis*- ja *H. siltalai*-toukkien anaalipapillit olivat tyyppiä A tai B (Kuva 4a). Lisäksi anaalipapillien pinnalla saattoi erottua pieniä, rusehtavia sakkaumia. Epiteelisolukon väri/rakenne ei näissä tapauksissa kuitenkaan ollut muuttunut. Altistetuilla toukilla havaittiin tyypin C-E anaalipapilleja, joita jäljempänä nimitetään vaurioiksi (Kuvat 4b ja 4c). Vaurioiden määrä ja vakavuusaste kasvoivat kadmiumpitoisuuden noustessa. Korkeimmassa kadmiumpitoisuudessa (10 mg Cd l<sup>-1</sup>) 67 % *H. contubernalis*- ja 80 % *H. siltalai*-toukkien anaalipapilleista olivat kokonaan tummuneet ja usein myös voimakkaasti redusoituneet.

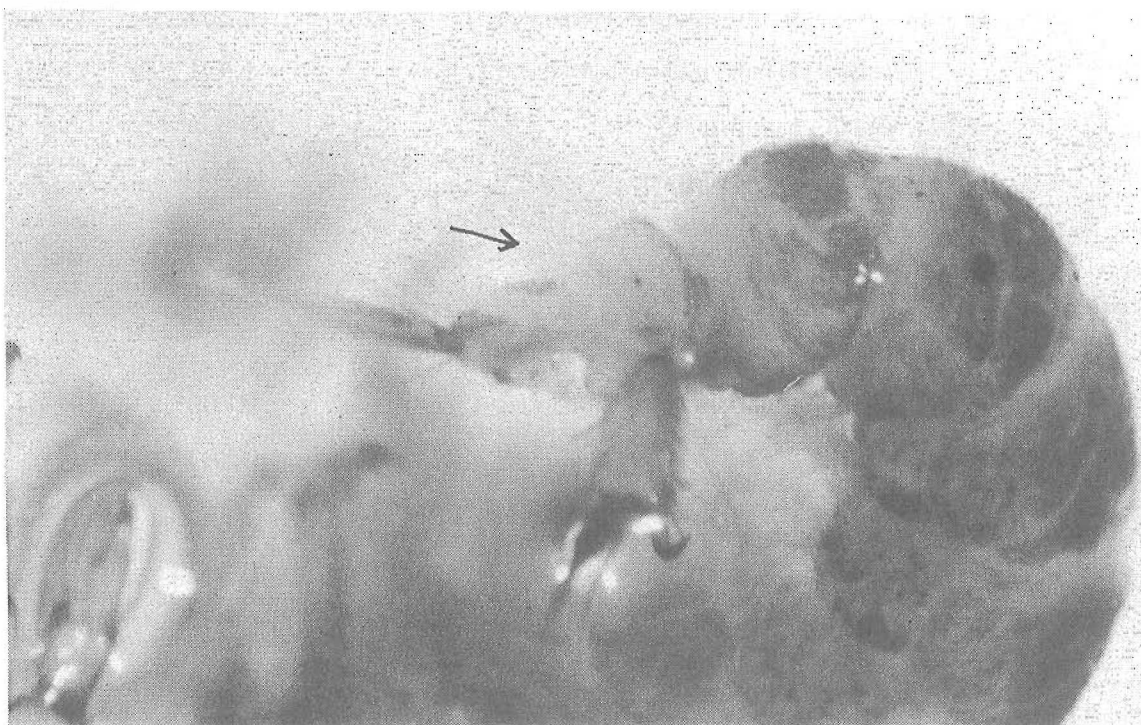
Taulukko 5. Anaalipapillivaurioiden frekvenssiä ja vakavuusastetta kuvaavat LOGIT-mallit. Tähdellä merkityt mallit sopivat aineistoon parhaiten. SP=laji, Cd=kadmiumpitoisuus, C=kontrastoitu malli

Malli	S.D.	df	P
<b>Vaurioiden frekvenssi</b>			
(1) Vaurio + vaurio.sp + vaurio.cd + vaurio.sp.cd	0,000	0	1,000
(2) Vaurio + vaurio.sp + vaurio.cd	0,801	3	,849
(3) Vaurio + vaurio.sp + vaurio.cd (c)*	1,421	5	,922
(4) Vaurio + vaurio.sp	27,912	6	,000
(5) Vaurio - vaurio.cd	10,05	4	,040
(6) Vaurio	34,521	7	,000
<b>Vaurioaste</b>			
(7) Vaurio + vaurio.sp + vaurio.cd + vaurio.sp.cd	0,000	0	1,000
(8) Vaurio - vaurio.sp + vaurio.cd	0,893	2	0,640
(9) Vaurio + vaurio.sp	2,523	4	0,641
(10) Vaurio + vaurio.cd	0,895	3	0,827
(11) Vaurio + vaurio.cd (c)*	0,942	4	0,918
(12) Vaurio	2,530	5	0,772

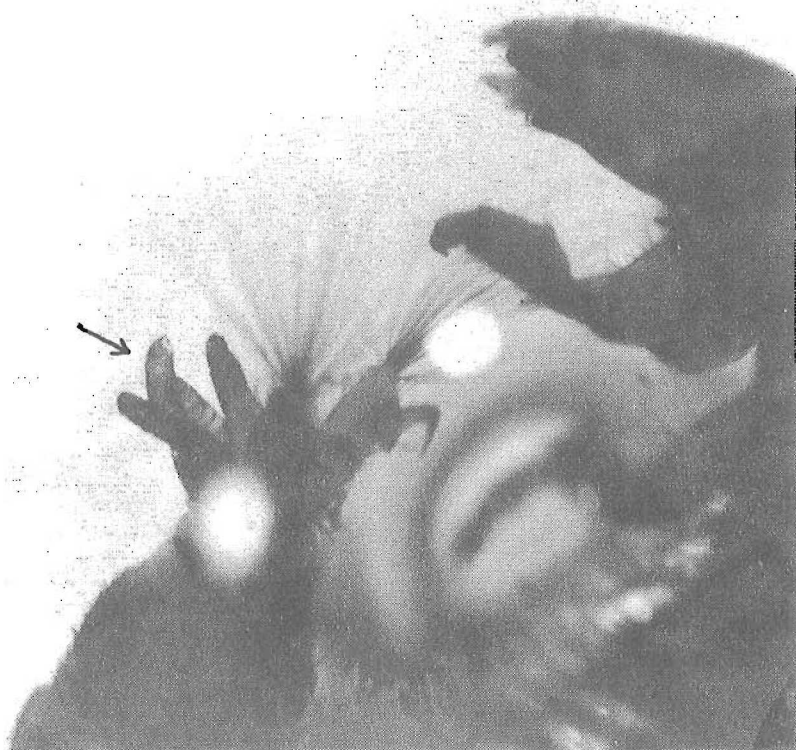
Logit-malli, jossa kadmiumpitoisuus ja laji yhdessä selittivät anaalipapillivaurioiden frekvenssiä, oli tilastollisesti riittävä ja kuvasi aineistoa hyvin (Taulukko 5, malli 2). Testasin hypoteesia "mitä korkeampi kadmiumpitoisuus, sitä enemmän anaalipapillivaurioita" kontrastoimalla kadmium-muuttujan pitoisuuksien suhteen. Kontrastoitu malli sopi aineistoon, oli tilastollisesti riittävä ja valittiin kuvaamaan havaittuja frekvenssejä (Taulukko 5). Kadmiumpitoisuus yksin selitti parhaiten vakavimpien vaurioiden frekvenssiä. Vuorovaikutustermi VAURIO.LAJI ei ollut tilastollisesti merkitsevä (S.D.= 0,001, df=1,  $p>0,100$ ). Mallien mukaan kadmiumpitoisuuden kasvu lisää merkitsevästi vaurioiden frekvenssiä lajeille ominaisella tavalla siten, että vauriot ilmaantuvat aikaisemmin *H. contubernalis*- kuin *H. siltalai*-toukilla, kun taas pahoin vaurioituneiden (Kuva 4c) papillien osuus kaikista vaurioista oli jälkimmäisen lajin toukilla suurempi.

Kaikilla kadmiumille altistetuilla *Hydropsyche siltalai*-toukilla esiintyi takaruumiin ventraalipuolella tummentumia ja korkeimmassa Cd-pitoisuudessa myös kidustupsujen surkastumista (Kuva 4d ja 4e). Tummentumien frekvenssissä ei kuitenkaan ollut havaittavissa selvää suhdetta kadmiumpitoisuuteen. Tavallisesti tummentumia oli vain muutama ja ne olivat pienialaisia, mutta joillakin yksilöillä kaikki takaruumiin jaokkeet olivat tummentuneet kidusten tyveltä. *H. contubernalis*-yksilöillä vastaavaa ilmiötä ei havaittu.

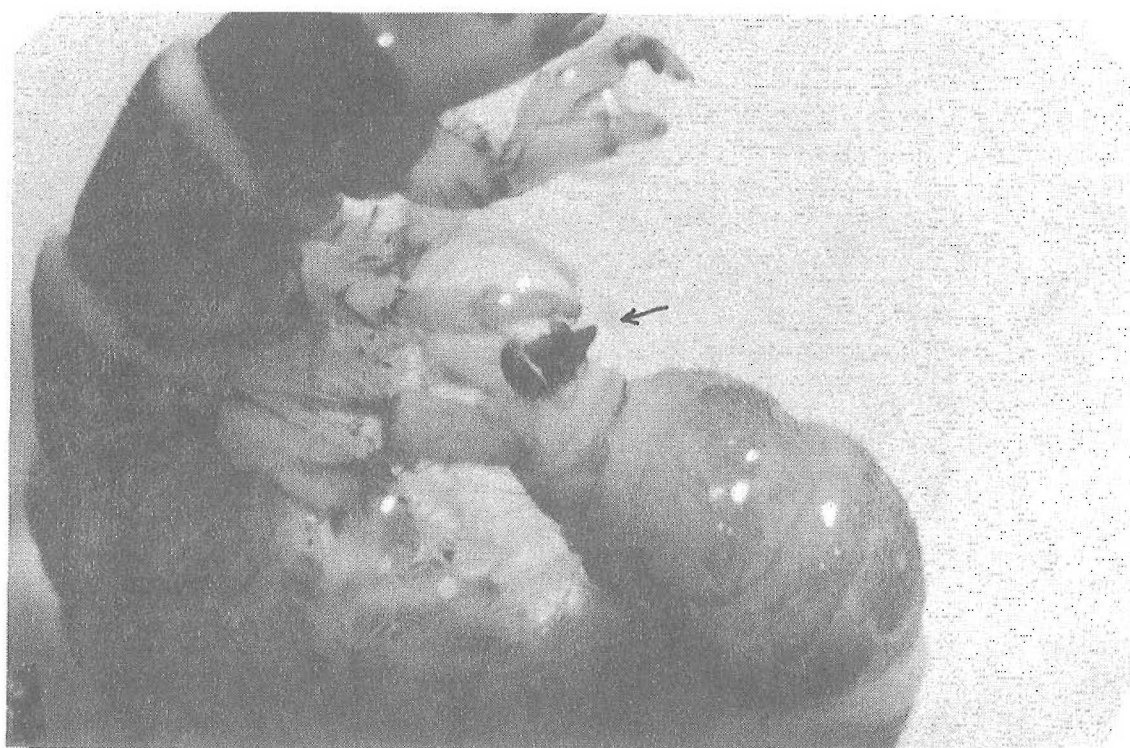
Alhaisin kadmiumpitoisuus aiheutti jo vuorokauden kuluttua altistuksen alkamisesta *Hydropsyche contubernalis*-toukilla kilpailukäyttäytymisen muuttumisen. Altistetut toukat käyttivät merkitsevästi vähemmän aikaa pyyntiverkon valtausyrityksiin kuin altistamattomat toukat. Lisäksi altistettujen toukkien omaksumat taktiikat itse taistelutilanteissa erosivat selvästi vastaavista altistamattomien toukkien taktiikoista (Vuori 1993a).



Kuva 4a. Altistamattoman *Hydropsyche*-toukan anaalipapillit



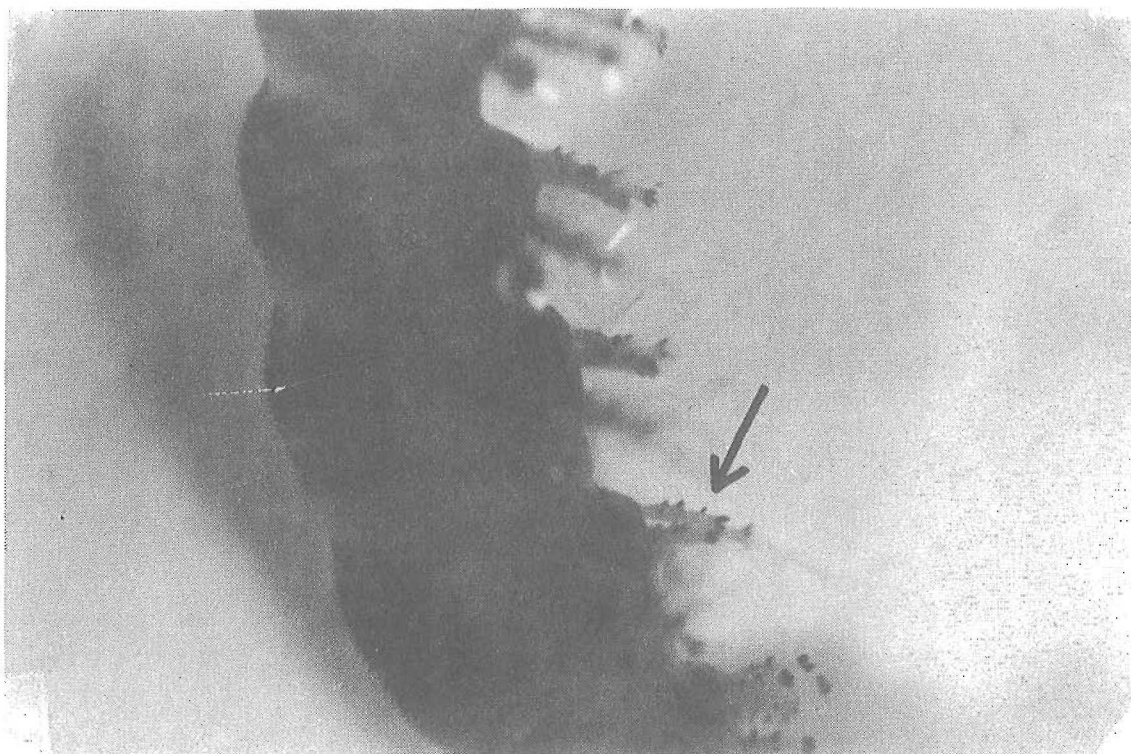
*Kuva 4b. Altistetun Hydropsyche-toukan tummentuneet anaalipapillit*



*Kuva 4c. Kokonaan tummentuneet ja redusoituneet anaalipapillit*



Kuva 4d. Altistetun *Hydropsyche siltalai*-toukan takaruumiin tummentumia.



Kuva 4e. Altistetun *Hydropsyche siltalai*-toukan redusoituneet kidukset.

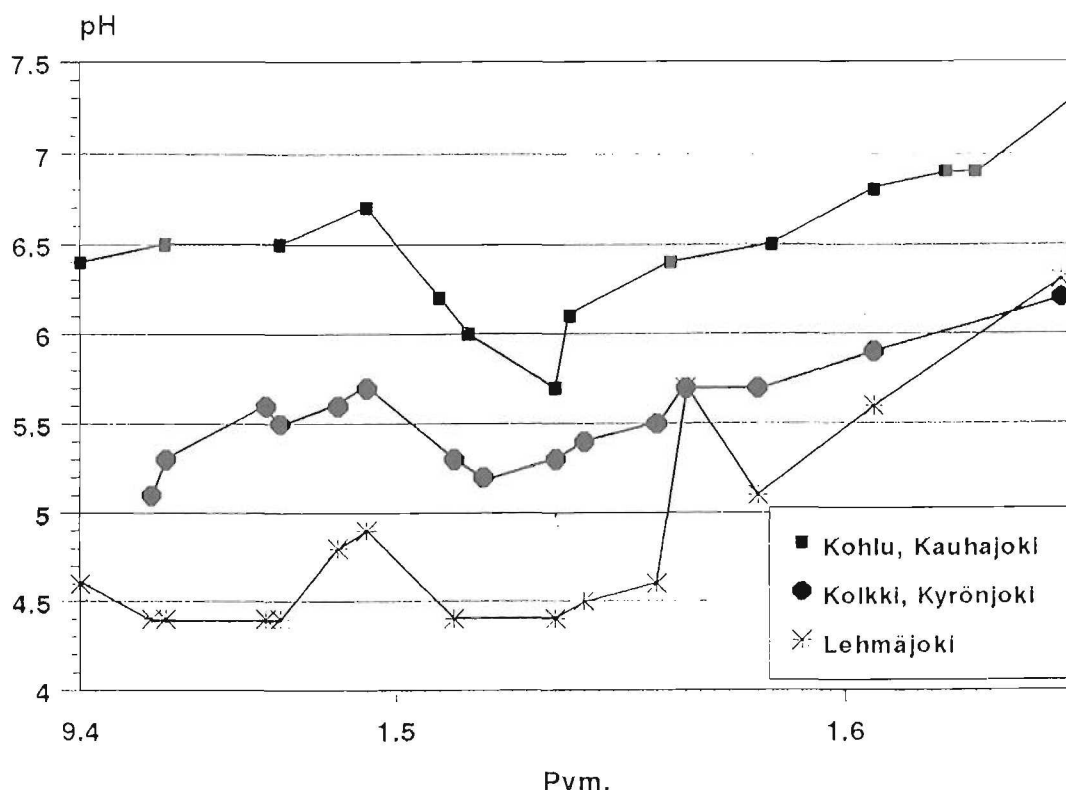


### 3.3 *Hydropsychidae*-toukkien siirtoistutuskokeet

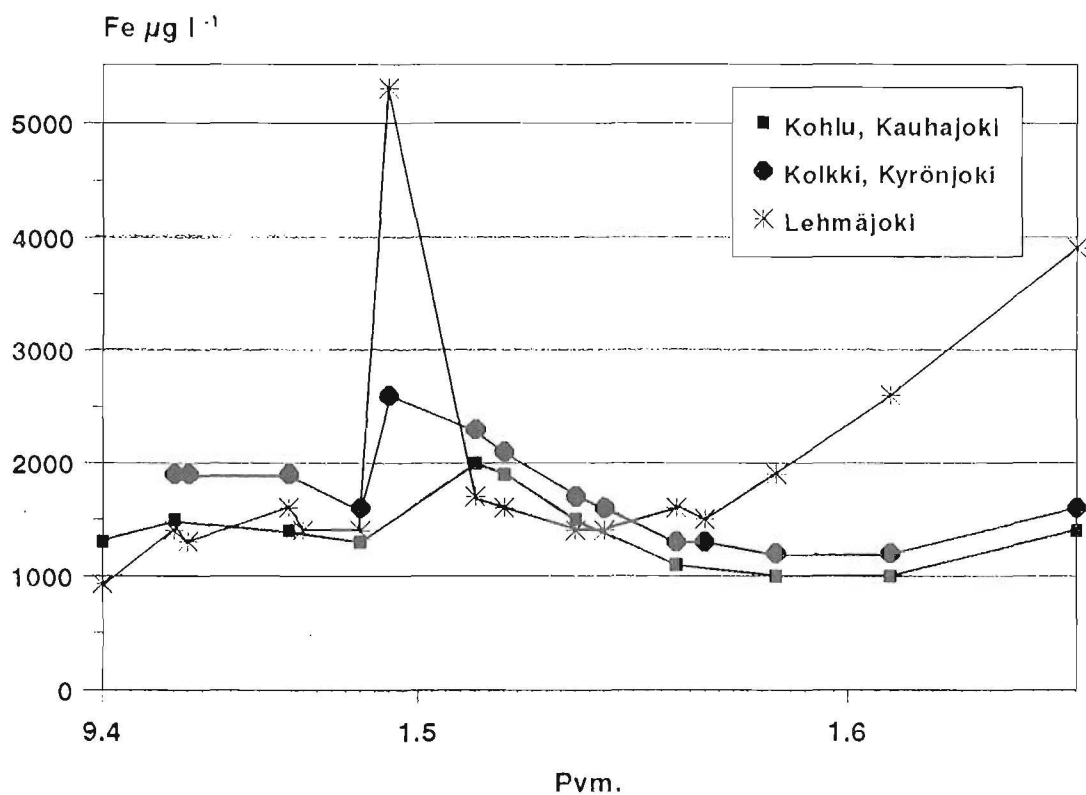
Siirtoistutuskokeiden aikana veden pH vaihteli Lehmäjoessa välillä 4.4-6.4, Kyrönjoen Kolkinkoskessa 5.1-7.0 ja Kauhajoen Kohlunkoskessa 6.1-7.1 (Kuva 5). Voimakkaita vaihteluita esiintyi myös raudan (kuva 6) ja alumiinin pitoisuuksissa. Lämpötilat olivat yleisesti korkeimmat Kyrönjoen Kolkinkoskessa ja alhaisimmat Kauhajoen Kohlunkoskessa (Kuva 7).

Ensimmäisessä, happamuudeltaan ja metallipitoisuuksiltaan pahimpiin vaiheisiin ajoittuneessa siirtoistutuskokeessa kuolivat kaikki Lehmäjokeen siirretyt *Hydropsyche siltalai*- ja *Ceratopsyche nevae*-toukat muutamassa vuorokaudessa (Kuva 8a). Valtaosa myös Kyrönjoen Kolkinkoskeen siirretyistä em. lajien toukista kuoli (Kuva 9a) ja lähes kaikilla yksilöillä oli myös vaurioita anaalipapilleissa ja kiduksissa. Lähtökoh-teissaan kaikki putkiin siirretyt toukat säilyivät hengissä ja lieviä anaalipapillivaurioita oli keskimäärin vain 12 % yksilöistä. *Hydropsyche angustipennis*-toukista selvisi Lehmäjoessa 50 % ja Kolkinkoskessa 80 % hengissä (Kuva 8a ja 9a). Kuolleista *H. angustipennis*-toukista keskimäärin 56 % oli vaurioita anaalipapilleissa tai kiduksissa. Vastaavia vaurioita oli keskimäärin 18 % hengissä säilyneistä toukista.

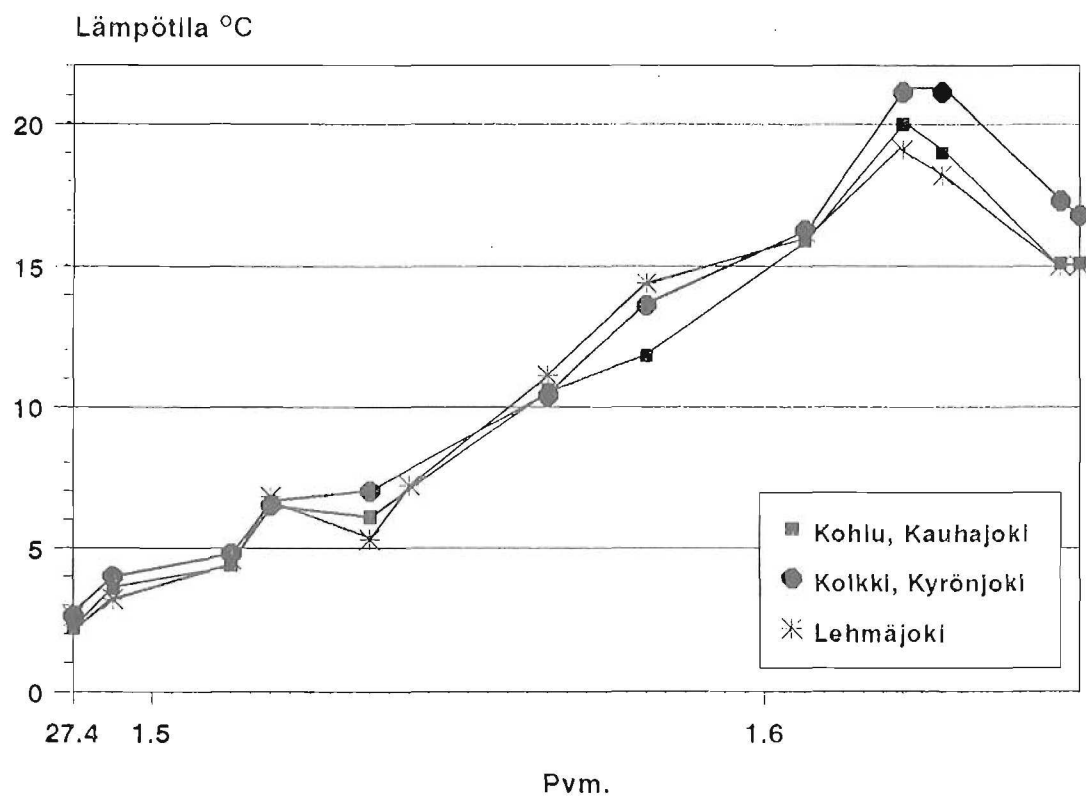
Myös toisessa siirtoistutuskokeessa kuolivat kaikki Lehmäjokeen siirretyt *H. siltalai*- ja *C. nevae*-yksilöt. Pääosa yksilöistä kuoli kuitenkin vasta 22.5. jälkeen (Kuva 8b). Tähän ajanjaksoon ajoittui kevään viimeinen alle pH 5 laskenut happamuuspiikki (Kuva 6). Kyrönjoen Kolkinkoskessa vastaavaa happamuusjaksoa ei esiintynyt ja valtaosa toukista selvisi hengissä (Kuva 9b). *H. siltalai*-toukista 85 % pupautui ja kaikki *C. nevae*-toukat saavuttivat viidennen (viimeisen) toukkavaiheen kokeen loppuun mennessä. *Hydropsyche angustipennis*-toukkien eri kehitysvaiheiden suhteellisisä osuuksissa oli selviä eroja siirtokohteiden välillä. Nopeinta toukkien kehitys oli Kohlunkoskessa ja hitainta Lehmäjoessa (Kuva 10).



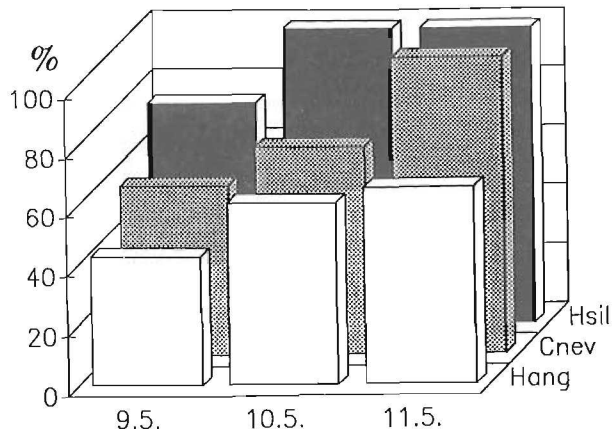
Kuva 5. Kevään 1992 pH-vaihtelu Kauhajoen Kohlunkoskessa, Lehmäjoessa ja Kyrönjoen Kolkinkoskessa



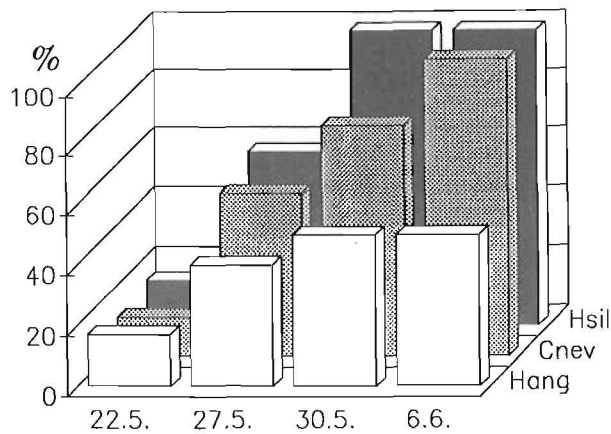
Kuva 6. Veden rautapitoisuuksien vaihtelu siirtoistutuskohdeissa keväällä 1992.



Kuva 7. Veden lämpötila-vaihtelu siirtoistutuskohdeissa keväällä 1992.

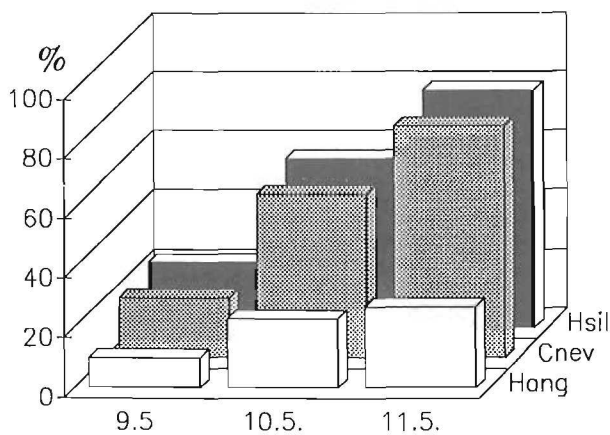


a)

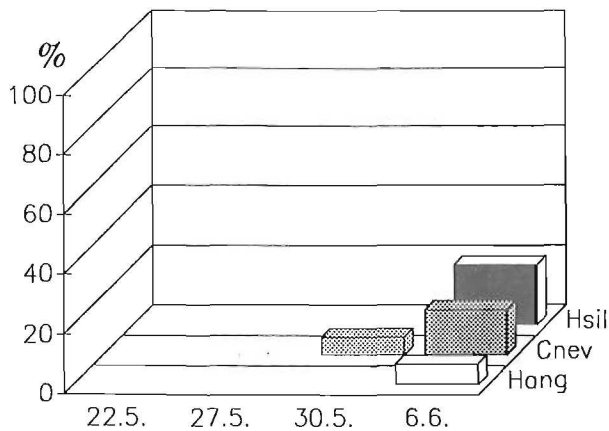


b)

Kuva 8. *Hydropsyche angustipennis* (Hang), *H. siltalai* (Hsil) ja *Ceratopsyche nevae* (Cnev) -toukkien kuolleisuus Lehmäjoella 9. - 11.5. (a) ja 22.5. - 6.6. (b) 1992.

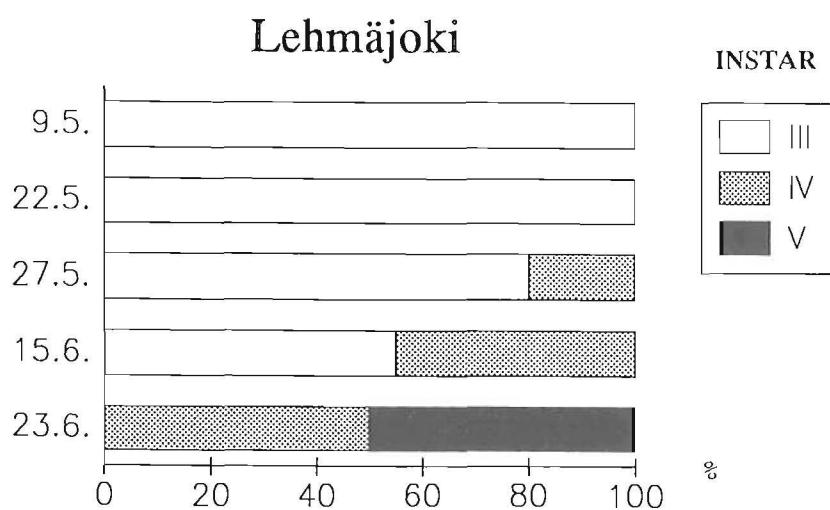
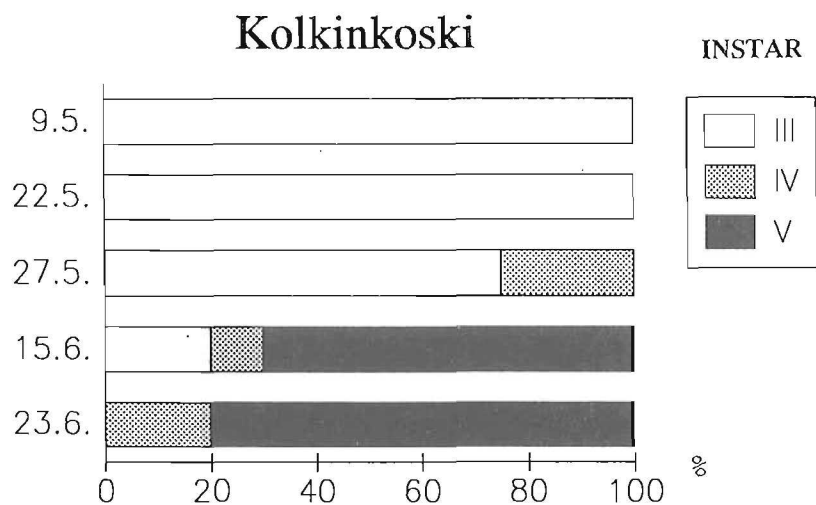
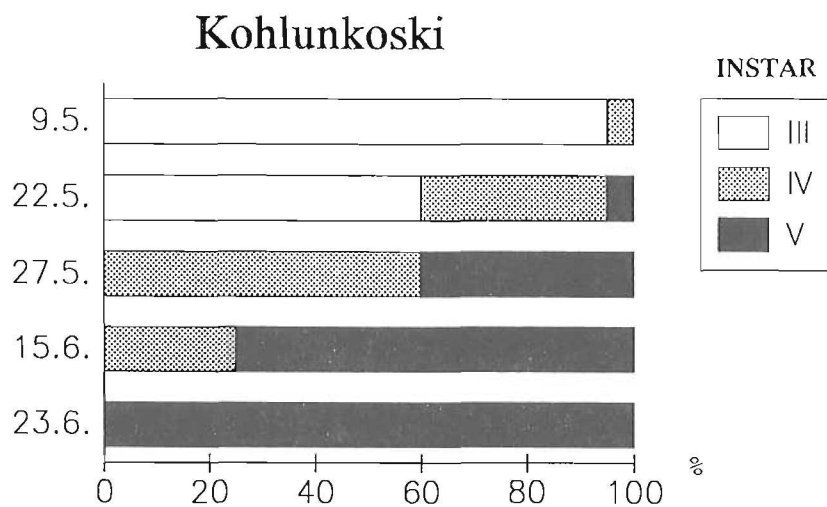


a)



b)

Kuva 9. *Hydropsychidae*-toukkien kuolleisuus Kyrönjoen Kolinkoskessa 9. - 11.5. (a) ja 22.5. - 6.6. (b) 1992.



Kuva 10. *Hydropsyche angustipennis*-toukkien eri kehitysvaiheiden (INSTAR) %-osuuksien kehittyminen keväällä 1992 Kauhajoessa (a), Kyrönjoessa (b) ja Lehmäjoessa (c).

## 4 TULOSTEN TARKASTELU

### 4.1 *Hydropsychidae*-vesiperhoset metallikuormituksen mittareina virtavesissä

Jokivesistöissä esiintyvien vesiperhosten on monissa tutkimuksissa havaittu ilmentävän elinympäristönsä metallipitoisuuksien ajallista ja paikallista vaihtelua monia muita pohjaeläimiä paremmin (Vuori 1993b). Nopean aineenvaihduntansa ansiosta vesihyönteisten katsotaan pystyvän kertymätutkimuksissa yleisesti käytettyjä simpukoita paremmin ilmentämään metallipitoisuuksien vaihtelua (Hare ym. 1991). Yleisyytensä ja runsautensa sekä lajien välisten akkumulaatioerojen vähäisyyden vuoksi *Hydropsyche*-suvun lajeja on pidetty erityisen soveliaina metallikuormituksen mittareina (Cain ym. 1992, Vuori 1993b).

Tämän tutkimuksen tulosten perusteella *Hydropsyche*-toukat ilmentävät humusvesistöissä suhteellisen hyvin alumiinin, raudan ja sinkin kokonaispitoisuuksia vedessä. Cainin ym. (1992) tutkimuksessa *Hydropsyche*-toukkien kadmium- ja kuparipitoisuudet korreloivat merkitsevästi myös sedimentin pitoisuuksien kanssa. Veden laatutekijöistä erityisesti happamuus sekä kiintoaineksen määrä ja laatu voi vaikuttaa toukkinen metallipitoisuuksiin. Lisäksi yksilö- ja paikkakohtaiset erot ravinnon laadussa sekä toukkien koko voivat vaikuttaa toukkien kokonaismetallipitoisuuksiin (Smock 1983, Vuori 1993b). Vuodenaika voi vaikuttaa metallipitoisuuksiin sekä veden laadussa että eliöiden biologiassa tapahtuvien muutosten kautta (Hare ja Cambell 1992).

Toukkien kokonaismetallipitoisuus ilmentää sekä kudoksiin akkumuloitunutta, suolen sisällön että ruumiin ulkopinnan metallipitoisuuksia. Suolen sisältö ilmentää suoraan (detritus- yms. partikkelit) tai välillisesti (eläinravinto) partikkeleihin sitoutuneiden metallien määrää. Pohjaeläimillä suolen metallipitoisuudet muodostavat usein pääosan yksilön kokonaismetallipitoisuudesta (Smock 1983a). Toukkien mikroskooppisen hieno karvoitus kerää hienojakoisia partikkeleita, mikä voi merkitsevästi nostaa erityisesti saostuvien metallien (Fe, Al) kokonaismäärää. Cain ym. (1992) havaitsivat toukkien pintaan kiinnittyneiden partikkeleiden olevan muodoltaan rautahydroksidipartikkeleiden kaltaisia. Myös mattamaisten rauta- ja mangaanihydroksidisaostumien on oletettu lisäävän pohjaeläinten kokonaismetallipitoisuuksia (Hare ym. 1991, Vuori 1993b). Tässä tutkimuksessa saostumia havaittiin erityisesti alunamaiden kuormittamisissa kohteissa.

Kyrönjoen vesistössä *Hydropsyche*-suvun lajit ovat eräiden surviaissääskien ohella ainoita virtapaikkojen pohjaeläimiä jotka esiintyvät runsaina kaikissa koskissa, mukaanlukien happamuudeltaan ja metallipitoisuuksiltaan eliöstölle äärimmäisen epäsuotuisat, alunamaiden kuivatusvesien kuormittamat sivujoet (Anttila 1985, Vuori 1993b). Tämä mahdollistaa ko. toukkien käytön metallimittareina myös näissä ääriolosuhteissa.

Phillips (1980) ja Hellawell (1986) luettelivat haitallisten aineiden seurantaan soveltuvien eliöiden ihanteellisiksi ominaisuuksiksi seuraavat:

- 1) Yksilöiden ja haitallisen aineen ympäristöpitoisuuksien välillä tulisi vallita kaikissa oloissa ja kaikilla paikoilla sama, yksiselitteinen korrelaatio.
- 2) Yksilöiden tulisi säilyä hengissä ja säilyttää lisääntymiskykynsä myös haitallisen aineen suurimmissa ympäristöpitoisuuksissa.
- 3) Lajin tulisi esiintyä tietyllä paikalla pysyvästi (sedentary) ilmentääkseen tutkittavaan alueeseen kohdistuvaa kuormitusta.

- 4) Lajin tulisi olla riittävän suurikokoinen tai runsaslukuinen pitoisuuksien määrittämiseen tarvittavaa biomassaa silmälläpitäen.
- 5) Lajin tulisi olla riittävän laajalle levinnyt jotta vertailut eri alueiden välillä olisivat mahdollisia.
- 6) Lajin tulisi olla riittävän pitkäikäinen eri vuosiluokkien keräämistä ja pitkäaikaisvaikutusten toteamista varten.
- 7) Yksilöiden tulisi olla helposti kerättäviä.
- 8) Yksilöiden tulisi kestää maasto- ja laboratoriokäsittelyä.

*Hydropsychidae*-vesiperhosen toukat näyttäisivät täyttävän yleisesti näistä vaatimuksista kaikki lukuunottamatta kohtaa 6. Usein populaatiossa esiintyy kuitenkin eri kehitysvaiheen toukkia, joiden pitoisuuksien vertailu antaa periaatteessa mahdollisuuden saada tietoa kuormituksen kestosta. Ympäristön ja toukkien metallipitoisuuksien välisestä suhteesta (kohta 1) tarvitaan kuitenkin täsmällisempää tutkimustietoa. Erityisesti tulisi selvittää pitoisuuksien pitkä- ja lyhytaikaisvaihtelut, pitoisuuksien suhde veden laatuun, toukkien kehitysvaiheeseen ja ravinnonkäyttöön sekä veden ja ravinnon suhteellinen merkitys toukkien metallilähteenä.

## 4.2 Haitallisten aineiden toksisuuden testaus *Hydropsychidae*-vesiperhosilla

Morfologiset muutokset anaalipapilleissa ja kiduksissa ovat *Hydropsychidae*-heimon vesiperhosten tyypillisiä vasteita haitallisten aineiden korkeille pitoisuuksille vedessä. Raskasmetallien (Petersen 1986, Vuori 1993a) lisäksi näitä vasteita on havaittu altistuskokeissa klooriyhdisteille (Camargo 1991) sekä maastossa öljy-yhdisteiden (Simpson 1980) ja metsäteollisuuden (Vuori 1992) kuormittamissa vesistöissä.

Koska altistuskokeissa morfologiset muutokset ilmenevät suhteellisen nopeasti (muutamissa päivissä) ja koska ne haittaavat tai estävät toukkien normaalia kehitystä (Camargo 1991, Vuori 1993a), ne näyttävät soveltuvan hyvin akuutissa toksisuustestissä käytettäviksi vasteiksi. Morfologisia vasteita herkempiä toksisuuden ilmentäjiä ovat käyttäytymisvasteet (Vuori 1993a). *Hydropsychidae*-heimon vesiperhostoukilla pyyntiverkon rakenteessa ja koossa on havaittu poikkeamia suhteessa raskasmetallien (Petersen ja Petersen 1983, Pascoe ym. 1991), valkaisu-jätevesien (Petersen ja Petersen 1984), DDT:n ja dieldriinin (Decamps ym. 1973) sekä fenetkarbiinin (Besch ym. 1977) kasvaville pitoisuuksille.

Verkon kudontaan ja sen rakenteeseen vaikuttavat myös mm. lämpötila, virtausolot, alustan laatu sekä kehitysvaihe (Petersen 1987, Vuori 1989, Tachet ym. 1992). Verkon preparointi ja mikroskopointi on myös varsin työlästä. Kokkolan vesi- ja ympäristöpiirin akvaariolaboratoriossa on mahdollista seurata mikrokosmoksissa toukkien verkonkudontaa sekä verkon ominaisuuksia eri lämpötila- ja virtausoloissa videomikroskoopin avulla ilman verkon ja toukkien liikuttelua. JOBI-projektin puitteissa on kehitelty erilaisia *Hydropsychidae*-heimon toukille soveltuvia mikrokosmoksia. Tavoitteena on kehittää akuutin toksisuuden testausmenetelmä, jossa tarkastellaan samaan aikaan *Hydropsychidae*-toukkien morfologisia ja käyttäytymisvasteita. Samoissa mikrokosmoksissa pystytään testaamaan myös haitallisten aineiden kroonista toksisuutta.

Testimenetelmä vaikuttaa ratkaisevasti toksisuustestin tuloksiin (Gerhardt 1992, Rand ja Petrocelli 1985). Staattisen akuutitestin heikkoutena on usein testattavan aineen

pitoisuuden muuttuminen. Kokkolan vesi- ja ympäristöpiirissä tehdyssä raudan toksisuustestissä toukkien verkonkudonta-alustana käytettyyn muoviruohoon muodostuva sakka alensi raudan vesipitoisuuksia erityisesti korkeissa pitoisuuksissa (Vuori, julkaisematon aineisto). Lisäksi olosuhteet purkin pohjalla vaihtelevat, mikä näkyy toukkien kutomien verkkojen rakenteen suurina eroina eri osissa pohjaa.

Kuvatun kaltainen "purkkitesti" soveltuu parhaiten haitallisten aineiden ja jätevesien nopeaksi seulontatestiksi, (vertaa vesikirppustandardi SFS 5062). Lisää tutkimustuloksia kuitenkin tarvitaan erilaisten testimenetelmien soveltuvuudesta suodattajavesiperhosille ja niiden vaikutuksesta testituloksiin. Edellä mainittuja mikrokosmoksia voidaan soveltaa staattisina ja läpivirtaustesteinä tai *in situ*-testeinä.

### 4.3 *Hydropsychidae*-toukkien siirtoistutus jokivesien ympäristökuormituksen seurannassa

Kyrönjoen koskikivikoiden pohjaeläinten yhteisörakenteen ja lajikoostumuksen muuttumista yläjuoksulta alajuoksulle edettäessä on pitkään selitetty johtuvaksi veden laadun heikkenemisestä. Keskeisimpinä syinä lajiston köyhtymiselle ja lajistomuutoksille pidetään rehevyyden ja happamuuden lisääntymistä alajuoksulle tultaessa (Anttila 1985, Koskenniemi ja Lax 1992). Anttilan (1985) tutkimuksessa todettiin toisaalta pohjaeläimistössä tapahtuvien muutosten korreloivan merkitsevästi lähes kaikkien mitattujen ympäristömuuttujien kanssa. Ympäristötekijöiden sekä lajin esiintymisen ja runsauden välisten kausaalisuhteiden selvittäminen edellyttää kokeellista lähestymistapaa (Norris ja Georges 1992).

Siirtoistutukset ja maastokokeet ovat viime vuosina yleistyneet tutkittaessa erilaisten ympäristötekijöiden ekologiaa vaikutuksia vesiselkärangattomiin (mm. Hall ym. 1988, Merrett ym. 1991, Englund 1992, Jokela 1993). Ekotoksikologiassa ovat vastaavasti yleistyneet *in situ* -toksisuustestit. Luonnonoloja jäljittelevien laboratorio- ja maastotestien kehittäminen nähdään välttämättömänä edellytyksenä haitallisten aineiden ekologisten vaikutusten luotettavalle arvioinnille (mm. Cairns 1981, Clements ym. 1988, McCahon ym. 1991, Edwards ym. 1991, Crane ym. 1993).

Maastokokeiden avulla pystytään testaamaan kuormitustekijöiden ekologiaa vaikutuksia mahdollisimman tarkoin luonnonoloja vastaavalla tavalla. Tämä on keskeistä erityisesti jokivesistöissä, missä haitallisten aineiden pitoisuuksissa tai biologisessa saatavuudessa voi tapahtua voimakkaita lyhytaikaisvaihteluita. Maastokokeiden avulla pyritään usein myös arvioimaan laboratoriotulosten luotettavuutta ja kykyä selittää luonnossa havaittuja ilmiöitä (Cairns 1986).

Siirtoistutuskokeeni osoittivat lyhyiden, happamuudeltaan ja metallipitoisuuksiltaan epäedullisten jaksojen karsivan *Hydropsyche siltalai*- ja *Ceratopsyche nevae*-toukat alunamaiden kuormittamista kohteista. Happamien jaksojen puuttuessa nämä lajit kykenisivät ilmeisesti täydentämään elinkiertonsa normaalilla tavalla myös Kyrönjoen alajuoksulla, mistä ne nykyisin puuttuvat. Vastaavia esimerkkejä veden laadun ja *Hydropsychidae*-killan rakenteen välisistä suhteista on saatu myös sellutehtaan jätevesien kuormittamista Äänekosken reitin koskista. Äänekosken alapuolisissa koskissa esiintyi 1980-luvun alussa suodattajavesiperhosista vain alhaisia happipitoisuuksia hyvin sietävä *Hydropsyche contubernalis*. 1990-luvun alussa vesiensuojeluinvestoinnit näkyivät *Hydropsyche*-killan monimuotoistumisessa (kuusi lajia) ja runsaussuhteiden muutoksissa (Vuori 1992).



Anaalipapillivaurioiden määrän kohoamisen perusteella voidaan päätellä veden laadun aiheuttaneen toukille fysiologisen stressin, joka ilmeni paitsi lisääntyneenä kuolleisuutena, myös kasvun taantumisenä ja koko populaation ikärakenteen nuorentumisena verrattuna vähemmän kuormitettuihin kohteisiin. *Hydropsyche angustipennis*-toukkien kehitys oli Kauhajoessa kylmemmästä vedestä huolimatta selvästi edellä Kolkinkosken ja Lehmäjoen toukkien kehitystä. Toukkien ravinto ei ainakaan pintapuolisen tarkastelun perusteella eronnut Kauhajoen ja Kolkinkosken välillä. Kummassakin paikassa toukkien ravinto koostui pääasiassa detritus-levä -partikkeleista ja pienistä surviais-sääsken toukista (Vuori, julkaisematon). Siten ilmeisin syy kasvueroihin on huono veden laatu ja sen aiheuttama fysiologinen stressi alunamaiden kuormittamisissa kohteissa.

*Hydropsyche angustipennis*-toukkien esiintyminen on mielenkiintoisen kahtiajakoinen. Laji esiintyy Euroopassa toisaalta latvajokien ja purojen virtapaikoissa ja toisaalta suurten jokien alajuoksulla (Hildrew ja Edington 1979, Boon 1979, Anttila 1985, Czachorowski 1989, Tachet ym. 1992). Kyrönjoessa laji on yleinen kaikissa koskissa (Anttila 1985). Nielsenin (1974) mukaan *H. angustipennis* sietää orgaanista likaantumista verrattain hyvin. Myös Nyman ym. (1986) totesivat lajin sietävän muita paremmin huonoa veden laatua. Laji sietää myös korkeampia metallipitoisuuksia kuin useat muut *Hydropsyche*-lajit (Petersen 1986, Vuori, julkaisematon). Lajia pidetään lisäksi yhdessä esiintyvistä *Hydropsyche*-lajeista kilpailullisesti heikoimpana (Petersen 1987). *Hydropsyche angustipennis*-toukat ovat ilmeisesti sopeutuneet ääreviin ympäristöoloihin muita heimon lajeja paremmin. Ambühl (1959) havaintojen mukaan lajin toukat pystyvät muuntamaan joustavasti hapen kulutustaan olosuhteiden mukaan. Niiden dominanssi hydropsychidikillassa saattaa siten ilmentää jokien ala- ja keskijuoksulla huonoa veden laatua.

*Hydropsyche pellucidula* ja *Cheumatopsyche lepida* ovat levinneisyydeltään laaja-alaisia. *H. siltalai*n esiintyminen painottuu pieniin latvajokiin, mutta sitä tavataan myös humusjokien alajuoksulla ja reittivesien suurissa koskissa. *Ceratopsyche nevaen* esiintyminen painottuu suuriin jokiin, reittivesistöjen luusuoiden alapuolisiin suuriin koskiin sekä patoaltaiden alapuolisiin koskiin (Taulukko 1).

*Hydropsyche*-toukkien esiintymisen ja ympäristötekijöiden välisen suhteen täsmällisemmäksi ymmärtämiseksi tarvitaan lisää kokeellista tutkimustietoa lajien autekologiasta ja yhdessäesiintymiseen vaikuttavista tekijöistä.

## 5 HABITAATTI BIOLOGISEN SEURANNAN PERUSYKSIKÖNÄ

Eräs keskeinen puute joen eri osien koskieläimistöä vertailtaessa on ollut eläinten elinympäristön, habitaattien puutteellinen kuvaaminen. Vertailu makrohabitaattien, koskien, välillä ei ole mielekästä mikäli mikrohabitaattien, lähinnä pohjan ja virtauksen, luonteessa tapahtuu samanaikaisesti suuria muutoksia. Edettäessä kulttuurin vaikutuspiirissä vuosisatojen ajan ollutta jokea yläjuoksulta alajuoksulle tällaiset muutokset ovat varsin todennäköisiä.

Yksi ratkaisu näyteasemien väliseen vertailuongelmaan on tarkastelun rajoittaminen rakenteeltaan ja ekologisilta ominaisuuksiltaan samanlaisiin mikrohabitaatteihin ja niissä eläviin lajeihin. Sammalkivet ja niille verkkonsa kutovat *Hydropsychidae*-heimon vesiperhoset muodostavat etenkin monissa ruskeavetisissä jokivesistöissämme

tällaisen keskeisen mikrohabitaatti-organismi -parin. Esimerkiksi useille Kyrönjoen koskille sekä ylä- että alajuoksulla on luonteenomaista sammalpeitteisten koskikivien esiintyminen virtausoloiltaan ja pohjan raekooltaan samankaltaisilla paikoilla (Anttila 1985, Vuori, henk. koht. havainnot).

Valtaosa virtavesien pohjaeläinlajeista on fysiologialtaan, morfologialtaan ja ravinnonottotavoiltaan erikoistunut hyödyntämään tietynkaltaisia makrohabitaatteja (suvanto/koski). Näiden makrohabitaattien sisällä suuri osa lajeista hyödyntää varsin kapeaa mikrohabitaattivalikoimaa mikä heijastuu lajien esiintymisen suurena laikutaisuutena (Hynes 1970, Ward 1992). Vesistökuormituksen vaikutukset pohjaeläimistöön ilmenevätkin usein juuri mikrohabitaattitasolla (Gurtz ja Wallace 1984, Vuori ja Joensuu 1993). Tästä esimerkkinä ovat myös *Hydropsychidae*-heimon lajistomuutokset Kyrönjoen sammalpeitteisillä koskikivillä.

Kyrönjoen yläjuoksulla kourallisesta näkinsammalta (*Fontinalis dalecarlica*) löytyy parhaimmillaan viisi *Hydropsychidae*-lajeja (*H. angustipennis*, *H. pellucidula*, *H. siltalai*, *C. nevae*, *C. lepida*). Alajuoksulla esiintyvät enää vain *H. angustipennis* ja *H. pellucidula* (Anttila 1985, Vuori henk.koht. havainnot). Kaikki edellämainituista lajeista kolonisoivat nopeasti myös sammalpeitteisiä kiviä jäljittelevät kolonisaatioalustat (Horppila ym. 1989). Tällaisten rakenteellisesti vakioitujen kolonisaatioalustojen avulla saadaan vertailukelpoisimmat tulokset edellyttäen että alustojen valikoivuus sekä kolonisaatioon vaikuttavien tekijöiden ajallinen ja paikallinen vaihtelu tunnetaan. Kolonisaatioalustoilta on myös helppo kerätä toukkia sekä niiden kutomia verkkoja maasto- ja laboratoriokäsittelyä varten.

## 6 PÄÄTELMÄT

Tutkimusteni tulokset viittaavat siihen, että *Hydropsychidae*-heimon lajeja voidaan käyttää antamaan sekä kvantitatiivista että kvalitatiivista tietoa jokivesiin kohdistuvasta ympäristökuormituksesta.

Kvalitatiivinen tieto perustuu klassiseen indikaattoriajatteluun, jonka mukaan lajin esiintyminen ilmentää sen ympäristövaatimusten toteutuneen kyseisellä paikalla (myös veden laadun suhteen). Näyteasemien välisen vertailun mahdollistamiseksi tulisi tällaisen tiedon keräämisen kuitenkin keskittyä rakenteellisesti ja ekologisesti mahdollisimman samanlaisiin habitaatteihin, esimerkiksi sammalpeitteisiin koskikiviin. Seurantatutkimuksissa tällainen ekologisista perusteista rajattu havaintojen keruu antaa nopeammin ja helpommin vertailukelpoista tietoa eri näyteasemien ympäristöoloista kuin kokonaisuuden koskiin ja niiden yhteisöihin perustuva havainnointi.

Kvantitatiivista tietoa ympäristökuormituksen määrästä ja laadusta on mahdollista saada analysoimalla *Hydropsychidae*-toukkien sisältämien haitallisten aineiden pitoisuuksia sekä arvioimalla toukkien pyyntiverkkojen rakennevirheiden ja morfologisten muutosten määrää. Etenkin ajoittain happamissa, ruskeavetisissä jokivesissämme niissä luontaisesti esiintyvät vesihyönteiset soveltuvat simpukoita paremmin biologiseksi mittareiksi ja ilmentävät myös pitoisuuksien ajallista vaihtelua lyhyelläkin aikavälillä.

Käyttämällä pitoisuuksien mittaamisessa samasta kohteesta siirtoistutettuja toukkia voidaan metallipitoisuuksiin vaikuttavien tekijöiden vaihtelua vähentää. Siirtoistutuksissa saadaan samalla kvantitatiivista tietoa tietyn paikan olosuhteiden vaikutuksista

yksilöihin (esim. kuolevuus, vaurioituneiden suhteellinen osuus) ja populaatioihin (ikä rakenne). Laboratoriossa mikrokosmoskokein voidaan vastaavasti selvittää täsmällisemmin eri kuormitustekijöiden ja -lähteiden vaikutusta tutkittaviin vasteisiin (kuolevuus, verkon kudonta, morfologian muutokset, kasvu, elinkierto). *Hydropsychidae*-heimon morfologisiin ja käyttäytymisvasteisiin perustuvan toksisuustestin standardointi mahdollistaisi haitallisten aineiden ekologisten vaikutusten nykyistä paremman arvioinnin jokivesistöissämme.

Käytännössä *Hydropsychidae*-heimon vesiperhosten solu-, yksilö-, populaatio- ja yhteisötason vasteiden hyödyntäminen tietyn jokialueen biologisessa seurannassa voisi koostua seuraavista toimenpiteistä:

1. Lajiston kuvaaminen ja niiden mikrohhabitaattien kartoittaminen kvalitatiivisin (potkuhaavi)näyttein.
2. Kolonisaatioalustoilta vakioituina näytteenottoaikoina kerättyjen toukkien
  - lajien runsaussuhteiden ja populaatioiden ikärakenteen kuvaaminen ja vertailu
  - lajien esiintymisen ja runsauden sekä ympäristötekijöiden välisten suhteiden analysointi
  - haitallisten aineiden pitoisuuksien määrittäminen ja vertailu
  - morfologisten ja verkon rakennevaurioiden määrän kvantifiointi ja vertailu
3. Ympäristökuormituksen vaikutusten kokeellinen todentaminen maastossa ja/tai laboratoriossa. Tutkittavina vasteina kiltarakenne, kuolevuus, kasvu sekä em. morfologiset ja fysiologiset muutokset.

Kokkolan vesi- ja ympäristöpiirin laboratorion uudet laitteistot (AAS ja biologisten metallinäytteiden esikäsittelylaitteistot, videomikroskooppi, mikrokosmoskokein, akvaariolaboratorio) mahdollistavat edellä kuvatun kaltaisten tutkimusten nopean ja edullisen toteuttamisen. Tässä ehdotettu, kenttä- ja maastotutkimuksen yhdistävä, biologisen organisaation eri tasot läpäisevä tutkimus voisi täydentää seurannan tarpeiden ohella myös ekologisen tietämyksen aukkoja. Molempien hyödyksi.

## KIRJALLISUUS

- Ambühl, G. 1959. Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. Schweiz. Z. Hydrol. 21:133-264.
- Anttila, M.-E. 1985. Koskikivikoiden pohjaeläimistö Kyrönjoen vesistössä. Vesihallituksen tiedotuksia No. 257. 72 s.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. and Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. Water Res. 17:333-47.
- Armstrong, D.A. ja Milleman, R.E. 1974. Pathology of acute poisoning with the insecticide Sevin in the bent-nosed clam, *Macoma nasuta*. J. Invertebr. Pathol. 24: 201-212.
- Balloch, D., Davies, C.E. and Jones, F.H. 1976. Biological assessment of water quality in three British rivers: The North Esk, the Ivel and the Taff. Wat. Poll. Contr. 75:92-110.

- Besch, W.K., Schreiber J. & Herbst D. 1977. Der *Hydropsyche* Toxizitätstest, erprobt an Fenethcarb. Schw. Zeitschr. Hydrologie 39: 69-85.
- Boon, P.J. 1979. Studies on the spatial and temporal distribution of larval Hydropsychidae in the North Tyne river system (Northern England) with particular reference to current speed. Hydrobiologia 57: 167-174.
- Cain, D.J., Luoma, S.N., Carter, J.L. ja Fend, S.V. 1992. Aquatic insects as bioindicators of trace element contamination in cobble-bottom rivers and streams. -Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 2141-2154.
- Cairns, J. Jr. 1981. Biological monitoring. Part VI-future needs. Wat. Res. 15: 941-952.
- Cairns, J. Jr. 1986. What is meant by validation of predictions based on laboratory toxicity tests ? Hydrobiologia 137: 271-278.
- Cairns, J. Jr., Sparks, R.E. ja Waller, W.T. 1974: The design of a continuous flow biological early warning system for industrial use. Purdue Industrial Waste Conference, May 2.-4. 1972, Purdue Univ. Eng. Bull. 141: 242-255.
- Cairns, J. Jr. ja Pratt, J.R. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Teoksessa: Rosenberg, D.M. ja Resh, V.H. (toim.): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York, s. 10-27.
- Calow, P. ja Berry, R.J. 1989. Evolution, ecology and environmental stress. Academic Press, London. 187 s.
- Camargo, J.A. 1991. Toxic effects of residual chlorine on larvae of *Hydropsyche pellucidula* (Trichoptera, Hydropsychidae): A proposal of biological indicator. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 47:261-265.
- Chutter, F.M. 1972. An empirical biotic index of the quality of the water in South African streams and rivers. Water Res. 6:19-30.
- Clements, W.H., Cherry, D.S. ja Cairns, J. Jr. 1988. Impact of heavy metals on insect communities in streams: a comparison of observational and experimental results. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 2017-2025.
- Crane, M., Delaney, P. ja Mainstone, C. 1993. The *in situ* assessment of aquatic environmental quality: a comparative study of selected ecological and ecotoxicological techniques. -Abstract, 1st SETAC World Congress: Ecotoxicology and environmental chemistry- a global perspective, Lisbon March 28.-31 1993, Abstract Book, Society of Environmental Toxicology and Chemistry. s. 67.
- Czachorowski, S. 1989. Differentiation of the habitats of *Hydropsychidae* larvae (Insecta: Trichoptera) in the Pasleka River as a result of avoidance of trophic competition. Pol. Arch. Hydrobiol. 36: 123-132.

- Day, K.E. ja Scott, I.M. 1990. Use of acetylcholinesterase activity to detect sublethal toxicity in stream invertebrates exposed to low concentrations of organophosphate insecticides. *Aquatic Toxicol.* 18:101-114.
- Decamps, H., Besch, W.K. ja Vobis, H. 1973. Influence de produits toxiques sur la construction du filet des larves d'*Hydropsyche* (Insecta, Trichoptera). *Compte Rendu de l'Academie des Sciences, Paris, Serie D*, 276: 375-378.
- De Pauw, N. ja Vanhooren, G. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia* 100: 153-168.
- Edwards, C.A. ja Fisher, S.W. 1991. The use of cholinesterase measurements in assessing the impact of pesticides on terrestrial and aquatic invertebrates. Teoksessa: Mineau, P. (toim.): Cholinesterase inhibiting insecticides-impacts on wildlife and environment. Chemicals in Agriculture Series, Elsevier Sci. Publ., Amsterdam.
- Englund, G. 1992. Competition in caddis larvae. Dissertation, Dept. of Animal Ecology, University of Umeå, Umeå, Sweden.
- Fontoura, A.P. ja Moura, A.M.G. 1984. Effects of some industrial effluents on the biological quality of the water of the River Lima, Portugal. Publ. Inst. Zool. "Dr. Augusto Nobre" Fac. Cience, Porto 0: 1-21.
- Forbes, S.A. 1910. Biological investigations of the Illinois River. I. The work of the Illinois biological station. Address given to the Central Branch of the Am. Soc. Zool., Iowa City, 8 April.
- Forbes, S.A. and Richardson 1913. Studies on the biology of the upper Illinois River. *Bull. Ill. Nat. Hist. Surv.* 9: 481-574.
- Frisk, T. 1990. Vesistötarkkailujen kehittäminen. Teoksessa: Silvo, K. (toim.): Ympäristötiedon hallinta. Ympäristöalan ammattijärjestö YAJ r.y., Helsinki, s. 21-30.
- Gerhardt, A. 1992. Acute toxicity of Cd in stream invertebrates in relation to pH and test design. *Hydrobiologia* 236: 93-100.
- Gruber, D., Cairns, J. Jr. ja Hendricks, A.C. 1981. Computerized biological monitoring for demonstrating wastewater discharge. *J. Wat. Pollut. Contr. Fed.* 53: 505-511.
- Gurtz ja Wallace 1984. Substrate-mediated response of stream invertebrates to disturbance. - *Ecology* 65:1556-1569
- Hall, R.J., Bailey, R.C. ja Findeis, J. 1988. Factors affecting survival and cation concentration in the blackflies *Prosimulium fuscum/mixtum* and the mayfly *Leptophlebia cupida* during spring snowmelt. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 2123-2132.

- Hare, L., Saouter, E., Cambell, P.G.C., Tessier, A., Ribeyre, F. ja Boudou, A. 1991. Dynamics of cadmium, lead and zinc exchange between nymphs of the burrowing mayfly *Hexagenia rigida* (Ephemeroptera) and the environment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 39-47.
- Hare, L. ja Cambell, P.G.C. 1992. Temporal variations of trace metals in aquatic insects. Freshw. Biol. 27: 13-27.
- Hawkes, H.A. 1979. Invertebrates as indicators of river water quality. Teoksessa: James, A. ja Evison, L. (toim.). Biological indicators of water quality, John Wiley & Sons, Chichester. s. 2/1 - 2/45
- Heckman, C.W., Kamieth, H. and Stöhr, M. 1990. The usefulness of various numerical methods for assessing the specific effects of pollution on aquatic biota.
- Int. Rev. ges. Hydrobiol. 75:353-377.
- Heinonen, P. 1984. Biologisten menetelmien soveltuvuus käytännön veden laadun seurantaan. Luonnon Tutkija 88: 103-106.
- Hellawell, J.M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. London, 546 s.
- Hildrew, A.G. ja Edington, J.M. 1979. Factors facilitating the coexistence of *hydropsychid caddis larvae* (Trichoptera) in the same river system. J. Anim. Ecol. 48: 557-576.
- Hilsenhoff, W.L. 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. 15 s. Tech. Bull. Wisconsin Dept. Nat. Resour. 100.
- Hilsenhoff, W.L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. Great Lakes Entom. 20: 31-39.
- Horppila, P., Jämsä, A., Laitinen, E., Leppänen, M., Lyytinen, V. ja Ristola, T. 1989. Makroskooppisten vesiselkärangattomien kolonisaatio tiili- ja keinonurmipinnalle Konneveden Siikakoskessa. Teoksessa: Vuori, K-M. ja Hynynen, J. (toim.): Virtavesiekologian kurssi 23. - 27.10.1989 Konneveden tutkimusasemalla. Jyväskylän yliopisto, biologian laitos, s. 3-13.
- Hynes, H.B.N. 1959. The use of invertebrates as indicators of river pollution. Proc. Linn. Soc. Lond. 2: 165-169.
- Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running waters. 555 s. Liverpool Univ. Press, Liverpool.
- Jokela, J. 1993. The selective environment of a freshwater clam: causes of selection and evolution of a life history strategy. Dissertation, Rep. Dept. Biology, Univ. Turku, No. 32.
- Kolenati, F.A. 1848. Stettiner entomologische zeitung 9 (viitattu: Liebmann, H. 1960, Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie, München).

- Kolkwitz, R. ja Marsson, M. 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasserbeseit. 1:33-72.
- 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. dt. Bot. Ges. 26A: 505-519.
- 1909. Ökologie der tierischen saprobien. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 2: 126-152.
- Koskenniemi, E. ja Lax, H.-G. 1992. Rintalan pengerrysalueen kuivatusvesien pumpaamisen vaikutus Kyrönjoen pohjaeläimistöön. Raportti, Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri. 17 s.
- Lax, H.-G. 1988. Bottenfauna i forsarna i Lappfjärds Ås nedre del och i Bötom Å. VYH:n monistesarja No. 141. 24 s.
- Lax, H.-G., Koskenniemi, E., Sevola, P. ja Bagge, P. 1992. Tenojoen pohjaeläimistö ympäristön laadun kuvaajana. VYH:n julkaisuja, sarja A, nro 131, 124 s.
- Leppäkoski, E. 1984. Saprobisysteemistä nykypäivään. Luonnon Tutkija 88:75-78
- MacArthur, R.H. ja Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography, Princeton Univ. Press, Princeton. 203 s.
- Maltby, L. ja Calow, P. 1989. The application of bioassays in the resolution of environmental problems; past, present and future. Hydrobiologia 188/189: 65-76.
- McCahon, C.P., Poulton, M.J., Thomas, P.C., Xu, Q., Pascoe, D. ja Turner, C. 1991. Lethal and sub-lethal toxicity of field simulated farm waste episodes to several freshwater invertebrate species. Wat. Res. 25: 661-671.
- Mentis, M. 1988. Hypothetico-deductive and inductive approaches in ecology. Functional Ecology 2: 5-14.
- Merrett, W.J., Rutt, G.P., Weatherley, N.S., Thomas, S.P. ja Ormerod, S.J. 1991. The response of macroinvertebrates to low pH and increased aluminium concentrations in Welsh streams: multiple episodes and chronic exposure. Arch. Hydrobiol. 121:115-125.
- Meyers, T.R. ja Hendricks, J.D. 1985. Histopathology. Teoksessa: Rand, G.M. ja Petrocelli, S.R. (toim.): Fundamentals of aquatic toxicology. Methods and applications. New York, s. 283-331.
- Muotka, T. 1990. Coexistence in a guild of filter feeding caddis larvae: do different instars act as different species? Oecologia 85:281-292.
- Mölsä, 1984. Tarvitaanko biologisia indikaattoreita? Luonnon Tutkija 88:70-74.
- Nielsen, A. 1976. Pollution and caddis-fly fauna. Proc. 1st Int. Symp. *Trichoptera*, Junk, The Hague. s. 159-161



- Norris, R.H. ja Georges, A. 1992. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. Teoksessa: Rosenberg, D.M. ja Resh, V.H. (toim.): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates, Chapman & Hall, New York, ss. 234-286.
- Nyman, C., Anttila, M.-E., Lax, H.-G. ja Sarvala, J. 1986. Koskien pohjaeläimistö jokien laatuluokittelun perustana. VYH:n julkaisuja, No. 3.
- Paasivirta, L. 1984. Pohjaeläimistön käyttö vesistöjen tilan arvioinnissa. Luonnon Tutkija 88: 79-84.
- Pantle, R. ja Buck, H. 1955. Die Biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas- und Wasserfach 96, 604.
- Pascoe, D., Gower, D.E., McCahon, C.P., Poulton, M.J., Whiles, A.J. ja Wulforst, J. 1991. Behavioural responses to pollutants application in freshwater bioassays. Bioindicators and Environmental management, Academic Press, ss. 245-254.
- Patrick, R. 1949. A proposed biological measure of stream conditions, based on a survey of the Conestoga Basin, Lancaster County, Pennsylvania. Proc. Acad. Nat. Sci. Philadelphia 101: 277-341.
- Petersen, L.B.-M. ja Petersen, R.C. Jr. 1983. Anomalies in hydropsychid capture nets from polluted streams. Freshw. Biol. 13:185-191
- Petersen, L.B.-M. ja Petersen, R.C. Jr. 1984. Effect of kraft pulp mill effluents and 4,5,6 trichloroguaiacol on the net spinning behavior of *Hydropsyche angustipennis* (Trichoptera). Ecol. Bull. 36: 68-74.
- Petersen, L.-B.M. 1987. Field and laboratory studies of the biology of three species of *Hydropsyche*. Dissertation, Dept. Ecology/Limnology, University of Lund, Lund, Sweden.
- Petersen, R.C. Jr. 1986. Population and guild analysis for interpretation of heavy metal pollution in streams. Teoksessa: Cairns, J. (toim.): Community toxicity testing. ASTM STP 920, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, p. 180-198.
- Phillips, D.J.H. 1980. Quantitative aquatic biological indicators. Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. Applied Science Publ., London. 578 s.
- Pontasch, K.W., Smith, E.P. ja Cairns, J. Jr 1989. Diversity indices, community comparison indices and canonical discriminant analysis: interpreting the results of multispecies toxicity tests. Wat. Res. 23: 1229-1238.
- Pontasch, K.W. ja Cairns, J. Jr. 1991. Multispecies toxicity tests using indigenous organisms: predicting the effects of complex effluents in streams. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20: 103-112.

- Rand, G.M. ja Petrocelli, S.R. 1985. Fundamentals of aquatic toxicology. Methods and applications. Hemisphere Publ. Corpor., New York. 521 s.
- Rosenberg, D.M. ja Resh, V.H. 1992. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York. 488 s.
- Saarinen, E. 1980. Conceptual issues in ecology. D. Reidel, Dordrecht. Sarvala, J. 1984. Numeerinen yhteisöanalyysi vesistötutkimuksessa. Luonnon Tutkija 88: 79-84.
- Seager, J. ja Maltby, L. 1989. Assessing the impact of episodic pollution. Hydrobiologia 188/189: 633-640.
- Simpson, K.W. 1980. Abnormalities in the tracheal gills of aquatic insects collected from streams receiving chlorinated or crude oil wastes. Freshw. Biol. 10:581-583.
- Sladeczek, V. 1979. Continental systems for the assessment of river water quality. Teoksessa: James, A. ja Evison, L. (toim.): Biological indicators of water quality, John Wiley & Sons, Chichester. s. 3/1 - 3/32.
- Smock, L.A. 1983. Relationships between metal concentrations and organism size in aquatic insects. Freshw. Biol. 13: 313-321.
- Tachet, H., Pierrot, J.P., Roux, C. ja Bournaud, M. 1992. Net-building behaviour of six *Hydropsyche* species (Trichoptera) in relation to current velocity and distribution along the Rhone River. J. N. Am. Benthol. Soc. 11: 350-365.
- Tana, J. 1990. Kalafysiologiset menetelmät ympäristövaikutusten arvioinnissa. Ympäristöministeriön ympäristönsuojeluosaston selvitys 83/1990. 43 s.
- Tittizer, T.T. and Kothe, P. 1979. Possibilities and limitations of biological methods of water analysis. Teoksessa: James, A. ja Evison, L. (toim.): Biological indicators of water quality, Chichester. s. 4/1 - 4/21.
- Vuori, K.-M. 1989. *Hydropsyche peluucidulan* ja *H. siltalain* (Trichoptera: Hydropsychidae) mikrohabitaatit, runsaus, verkonkudonta-aktiivisuus ja elinkierrot Multian Soutujoen koskissa. Pro gradu-tutkielma, Biologian laitos, Hydrobiologian ja limnologian osasto, Jyväskylän yliopisto. 66 s.
- Vuori, K.-M. 1992. Nattsländelarver (fam. *Hydropsychidae*) som indikatorer på vattenkvalitet. Ent. Tidskr. 113:45-49.
- Vuori, K.-M. 1993a. Rapid behavioural and morphological responses of *hydropsychid larvae* (Trichoptera, *Hydropsychidae*) to sublethal-cadmium exposure. Environ. Pollut. (in press).
- Vuori, K.-M. 1993b. Influence of water quality and feeding habits on the whole-body metal concentrations in lotic trichopteran larvae.- Limnologica (in press).
- Vuori, K.-M. 1993c. Kruunupyynjoen koskien pohjaeläimistö. Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri, raportti. 15 s.

- Vuori, K.-M., Witick, A. ja Jokela, S. 1990. Accumulation of aluminium in *Fontinalis dalecarlica* Br. Eur. in a brownwater river in Western Finland. *Aqua Fennica* 20: 203-204.
- Vuorinen, I. 1984. Saalistus ja bioindikaatio. Indikaattoreiden kritiikkiä. *Luonnon Tutkija* 88:123-125.
- Vuori, K.-M. ja Joensuu, I. 1993. Metsätalouden vaikutukset virtaavien vesien selkärangattomiin. *VYH:n monistesarja* 455, s. 147-152.
- Ward, J.V. 1992. *Aquatic insect ecology. 1. Biology and habitat.* John Wiley & Sons, Inc., New York. 320 s.
- Wilhm, J.L. 1975. Biological indicators of pollution. Teoksessa: Whitton, B.A. (toim.): *River ecology.* Blackwell Sci. Publ., Oxford, s. 375-402.

## VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA - sarja A

68. Porvoonjoen kuormitusselvitystyöryhmä; Lehtonen, Eija & Penttilä, Sirpa (toim.): Porvoonjoen kuormitusselvitys. Helsinki 1991.
69. Mikkelin vesi- ja ympäristöpiiri: Mikkelin läänin vesien hoito 1990-luvulla. Helsinki 1991.
70. Louekari, Kimmo; Saarikoski, Heli & Joki-Kokko, Eeva: Kadmium ympäristössä. Helsinki 1991.
71. Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiri: Keski-Pohjanmaan vedet ja ympäristö. Helsinki 1991.
72. Freindling, Alexander & Heitto, Lauri: Primary production of inland waters. Helsinki 1991.
73. Pennanen, Jussi: Toutain Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen järjestelyn vaikutusalueella. Helsinki 1991.
74. Hildén, Mikael; Hakaste, Tapio; Korhonen, Pekka & Rahikainen, Eljas: Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen kalatalouden intressianalyysi. Helsinki 1991.
75. Ihme, Raimo; Heikkinen, Kaisa & Lakso, Esko: Pintavalutus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa. Helsinki 1991.
76. Pasanen, Jaana: Öljyisen maan ja jätteen mikrobiologinen puhdistus. Helsinki 1991.
77. Ihme, Raimo; Isotalo, Lauri; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Turvesuodatus turvetuotantoalueiden valumavesien puhdistuksessa.  
Ihme, Raimo; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Laskeutusaltaiden toimivuuden parantaminen turvetuotantoalueiden valumavesien käsittelyssä.  
Ihme, Raimo; Heikkinen Kaisa & Lakso, Esko: Turvetuotantoalueiden kuormituksen pidättäminen sarkaojiin. Helsinki 1991.
78. Rantala, Aulis (toim.): Vesistöjen kalkitus happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella. Helsinki 1991.
79. Kiiminkijoen vesiensuojelusuunnittelun työryhmä; Hynninen, Pekka (toim.): Kiiminkijoen vesiensuojelusuunnitelma. Helsinki 1991.
80. Keski-Suomen vesi- ja ympäristöpiiri: Keski-Suomen kehittyvät vesivarat. Helsinki 1991.
81. Haapala, Kirsti & Eurén, Maija: Luonnonvesien ja jätevesien kiintoainemäärityksen ongelmista. Helsinki 1991.
82. Laine, Anne & Heikkinen, Kaisa: Turvetuotannon kalastovaikutukset. Helsinki 1991.
83. Vesihuoltolaitokset 31.12.1988 ja 31.12.1989. Helsinki 1992.
84. Sandman, Olavi; Turkia, Jaana & Huttunen, Pertti: Paleolimnologinen tutkimus metsäojituksen ja -lannoituksen vesistövaikutuksista Juupajoen Kalliojärvestä. Helsinki 1992.
85. Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri: Uudenmaan ja Etelä-Hämeen vedet. Helsinki 1991.
86. Roila, Tuija: Pienvesien happamoitumisen seuranta vuosina 1979 - 1989.  
Roos, Jaana: Puskurikapasiteetin muutokset eräissä pienjärvisissä vuosien 1937 - 48 ja 1988 välillä. Helsinki 1992.
87. Ollikainen, Minna: Karjalan Pyhäjärven tila 1980-luvulla sedimentin piilevien ilmentämänä. Helsinki 1992.
88. Lepistö, Liisa: Planktonlevien aiheuttamat haitat. Helsinki 1992.
89. Rantakangas, Jorma: Perkauksen aiheuttaman kiintoainevirtaaman ennakointi. Helsinki 1992.
90. Kaijalainen, Erkki (toim.): Sonkajärven reitin vesien käytön yleissuunnitelma. Helsinki 1992.
91. Salo, Simo: The fate of chemicals spilled on water. A literature review of physical and chemical processes. Helsinki 1992.
92. Mäkirinta, Urho & Tolonen, Pasi: Vaalan Järvikylän järvien kasvillisuus järvien tilan kuvaajana. Helsinki 1992.
93. Mäkirinta, Urho: Muutoksia Alavetelin Isojärven kasvillisuudessa 1973 - 1981. Helsinki 1992.
94. Nakari, Tarja: Porvoon edustan merialueen meriveden vaikutuksista sumputettujen ja luonnonkalojen elintoimintoihin. Helsinki 1992.
95. Torpström, Heikki & Lappalainen, Matti: Järvien biomanipulaation perusteita ja käytännön mahdollisuuksia. Helsinki 1992.
96. Salonen, Seija; Frisk, Tom; Kärmeniemi, Tellervo; Niemi, Jorma; Pitkänen, Heikki; Silvo, Kimmo & Vuoristo, Heidi: Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi. Helsinki 1992.
97. Assmuth, Timo; Strandberg, Tapio; Joutti, Anneli & Kalevi, Kirsti: Kemiaalisesti saastuneiden maa-alueiden tutkimusmenetelmät. Helsinki 1992.
98. Kivimäki, Anna-Liisa: Tekopohjavesilaitokset Suomessa. Helsinki 1992.
99. Tanninen, Risto: Arvot ja asenteet Pyhäjoen vesiensuojelusuunnittelussa. Helsinki 1992.

100. Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri: Rautalammin reitin vene- ja retkisatamasuunnitelma. Helsinki 1992.
101. Eloheimo, Karri: Veneily ja sen ympäristövaikutukset. Helsinki 1992.
102. Sytyke 16. Sannholm, Gun & Söderström, Mirja: Entsyymikäsittelyn merkitys sulfaattimassan valkaisuissa. Helsinki 1992.
103. Sytyke 9. Raitio, Laura: Siistausprosessin ympäristökuormitus. Helsinki 1992.
104. Sytyke 17. Jantunen, Esko: Jätevesipäästötön paperitehdas. Helsinki 1992.
105. Sytyke 10. Lehtinen, K.-J. & Tana: Effects in mesocosms exposed to effluents from bleached hardwood kraft pulp mill. Helsinki 1992.
106. Hudd, Richard; Toivonen, Anna-Liisa & Wistbacka Ralf: Malax å fiskeriutredning. Helsinki 1992.
107. Rontu, Mika: Pohjaveden alkalointi kalkkikivisuodatuksella. Helsinki 1992.
108. Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri: Rautalammin reitti - Kansallisvesi. Helsinki 1992.
109. Sytyke 11. Junttila, Vesa: Sellutehtaan ympäristökuormitusten pienentäminen ja hallinta uudella tehdaslayoutilla. Helsinki 1992.
110. Sytyke 20. Kara, Mikko: Natrium- ja rikkitaseen säätömahdollisuuksia suomalaisessa sellutehtaassa. Helsinki 1992.
111. Kauppi, Marja: Repoveden alueen vesistöjen perusselvitys. Helsinki 1992.
112. Lindholm, Tapio (toim.): Sukkessiotutkimusten tuloksia Suomen ja SNTL:n luonnonsuojelualueilta. Helsinki 1992.
113. Sytyke 2. Hatakka, Annele; Valo, Marjatta & Lankinen, Pauliina: Puunjalostusteollisuuden jätevesien käsittely valkolahosienillä ja niiden entsyymeillä. Helsinki 1992.
114. Sytyke 19. Krogerus, Mårten & Hynninen, Pertti: Sellu- ja paperiteollisuuden päästöjen käsittelyvaihtoehdot ja kustannukset. Helsinki 1992.
115. Hyvärinen, Pekka; Salojärvi, Kalervo; Pushkin, Sergei & Ahonen, Mikko: Kalojen vaellus Oulujärvestä Oulujokeen. Helsinki 1992.
116. Ettala, Matti & Koskela, Juhani: Kloorifenolipitoisten pohjavesien käsittely aktiivihiihluodatuksella ja aktiivilietemenetelmällä. Helsinki 1992.
117. Sytyke 6. Myréen, Bertel: Suomen metsäteollisuuden tila vuonna 1995. Helsinki 1992.
118. Lyly, Olavi: Torjunta-aineiden käytön kannattavuus ja ympäristöhaittojen vähentäminen. Helsinki 1992.
119. Sytyke 21. Laxén, Torolf: Organosolvkeitot. Helsinki 1992.
120. Sytyke 4. Pere, J; Thun, R; Alén, R; Kyllönen, H & Viikari, L: Metsäteollisuuden jäteliitteet. Helsinki 1992.
121. Vesihuoltolaitokset 31.12.1990. Helsinki 1992.
122. Sytyke 14. Siitonen, Heikki; Wartiovaara, Jyrki & Kasanen, Pirkko: Sellu- ja paperitehdas-integraatin ympäristönsuojelutoimien hyötyjen ja haittojen arviointi - casetutkimus. Helsinki 1992.
123. Sytyke 22. Malinen, Raimo: Skenaarioanalyysi massan valmistuksen kehitysvaihtoehdoista. Helsinki 1992.
124. Sytyke 22A. Vasara, Petri: Skenaarioiden tuottaminen ja analyysi massanvalmistukselle Suomessa 1995 - 2010. Helsinki 1992.
125. Törrtö, Heli; Kaakinen, Eero & Alasaarela, Erkki: Ympäristövaikutusten arviointi aluehallinnossa - esimerkkinä Oulun lääni. Helsinki 1992.
126. Ekholm, Matti: Suomen vesistöalueet. Helsinki 1992.
127. Aura, Erkki; Puustinen, Markku; Virtanen, Seija; Mikkola, Hannu; Luoma, Tarmo & Peltomaa, Rauno: Salaoitusmenetelmien vertailu Zaitsevon kenttäkokeessa. Helsinki 1992.
128. Sytyke 15. Puustinen, Jukka: Ravinteiden käytön optimointi metsäteollisuuden aktiivilietelaitoksissa.  
Sytyke 3. Lammi, Reino & Pakarinen, Kauko: Typpiravinnelisäyksen vaikutus sellutehtaan aktiivilietelaitoksen toimintaan. Helsinki 1993.
129. Seppälä, Jyri: Ympäristöriskianalyysi teollisuudessa. Helsinki 1992.
130. Sytyke 18. Pihlaja, Kalevi (koordinaattori): Valkaistua sulfaattisellua valmistavan tehtaan jätevesien orgaanisen aineen hajoaminen ja ympäristövaikutukset. Helsinki 1993.
131. Lax, Hans-Göran; Koskeniemi, Esa; Sevola, Pertti & Bagge, Pauli: Tenojoen pohjaeläimistö ympäristön laadun kuvaajana. Helsinki 1993.
132. Sytyke 12. Kauppinen, Jyrki: Metsäteollisuuden hajuaineiden analytiikka ja seuranta. Helsinki 1993.  
Sytyke 5. Välttilä, Olli: Biolietteen poltto.

133. Sytyke 10A. Lehtinen, K-J: Ecological impact of pulp mill effluents. Helsinki 1993.
134. Hirvi, Juha-Pekka (toim.): Operatiivinen ajelehtimis- ja kulkeutumismalli merialueille. Helsinki 1993.
135. Nystén, Taina: Kärkölän likaantuneen pohjavesialueen geologia ja matemaattinen mallintaminen. Helsinki 1993.
136. Vesihuoltolaitokset 1991. Helsinki 1993.
137. Ullvén, Johanna: Simpukoiden soveltuvuudesta kloorifenolien tutkimiseen murtovedessä. Helsinki 1993.
138. Peura, Pekka: Happamoituminen Merenkurkun pienissä järvissä.  
Peura, Pekka: Försumning av småsjöarna i Norra Kvarken. Helsinki 1993
139. Huttunen, Leena & Soveri, Jouko: Luonnontilaisen roudan alueellinen ja ajallinen vaihtelu Suomessa. Helsinki 1993.
140. Kaatra, Kai & Marttunen, Mika (toim.): Oulujoen vesistön säännöstelyjen kehittämisselvitykset. Helsinki 1993.
141. Suomela, Tapani: Tuusulan kunnan Hyrylän pohjavesialueen suojelusuunnitelma. Helsinki 1993.
142. Kauppi, Lea (toim.): Itäisen Suomenlahden lintukuolemat keväällä 1992. Helsinki 1993.
143. Lahti, Kirsti; Lepistö, Liisa; Niemi, Jorma & Färdig, Michael: Eri vesilaitosten tehokkuus levien ja erityisesti syanobakteerien poistossa. Helsinki 1993.
144. Koskimies, Pertti: Population sizes and recent trends of breeding birds in the nordic countries. Helsinki 1993.
145. Alasaarela, Erkki; Hellsten, Seppo; Keränen, Reijo; Kurttila, Terttu & Riihimäki, Juha: Säännöstelyjen järvien rantojen kunnostuksen ja hoidon periaatteet - esimerkkinä Oulujoen vesistö. Helsinki 1993.
146. Korkka-Niemi, Kirsti; Sipilä, Annika; Hatva, Tuomo; Hiisvirta, Leena; Lahti, Kirsti & Alftan, Georg: Valtakunnallinen kaivovesitutkimus. Helsinki 1993.
147. Ruonala, Seppo (toim.): SYTYKE-ohjelman projektien yhteenvedot. Helsinki 1993.
148. Ruonala, Seppo (red.): Sammandrag av projekten i programmet SYTYKE. Helsinki 1993.
149. Ruonala, Seppo (ed.): Summaries of SYTYKE-projects. Helsinki 1993.
150. Niinioja, Riitta: Lietelannan levitys ja ravinteiden huuhtoutuminen. Helsinki 1993.
151. Hynninen, Pekka (toim.): Pyhäjoen vesiensuojelun yleissuunnitelma. Helsinki 1993.
152. Pohjois-Karjalan vesi- ja ympäristöpiiri: Pohjois-Karjalan vedet ja ympäristö 1990-luvulla. Helsinki 1993.
153. Rathmayer, Hans & Juvankoski, Markku: Tiivistemattoina käytettävät geomembraanit - toiminta-vaatimukset ja materiaalinvalintakriteerit. Helsinki 1993.
154. Vertanen, Suvi: Elinkaarianalyysi ja pakkaukset. Helsinki 1993.
155. Ahtela, Irmeli: Porvoon edustan merialueen tila vuosina 1985 - 1991. Helsinki 1993.
156. Mroueh, Ulla-Maija: Orgaanisten liuotteiden käyttö Suomessa. Helsinki 1993.
157. Hudd, Richard; Leskelä, Ari & Kjellman, Jakob: Kyrönjoen alaosan kalatalousselvitykset vuosina 1980 - 1990. Helsinki 1993.
158. Hottola, Petri : Lintuvesiohjelma puntarissa - Linnustوسelvitys Pohjois- Karjalan lintujärvillä. Helsinki 1993.
159. Luther, Annika: Muurahaiset ympäristön seurannassa. Kirjallisuusselvitys. Helsinki 1993.
160. Haatainen, Susanna; Hammar, Taina; Huovila, Juhani; Lahti, Erkki; Oksman, Heikki; Punju, Pirjo & Taipainen, Irmeli: Hyalotheca dissiliens -koristelevän runsastumisen syistä Rautalammin reitillä. Helsinki 1993.
161. Turun vesi- ja ympäristöpiiri: Kiskonjoen luonnontaloudellinen kehittämissuunnitelma. Helsinki 1993.
162. Porvari, Petri; Verta, Matti: Elohopea ympäristössä ja tekoaltaissa - kirjallisuuskatsaus ja arvio Vuotoksen tekoaltaan hauen elohopeapitoisuuden kehittymisestä. Helsinki 1993.
163. Grönroos, Juha: Maatalouden ammoniakkipäästöjen vähentäminen. Vähentämismenetelmien arviointitutkimus. Helsinki 1993.
164. Heikkinen, Onni (toim.): Oulujärven vesiensuojelun yleissuunnitelma. Helsinki 1993.
165. Reuna, Marja, Perälä, Jaakko ja Aitamurto, Seppo: Lumen aluevesiarvoja Suomessa vuosina 1946 - 1993. Helsinki 1993.
166. Madekivi, Olli: Alusten aiheuttamien aaltojen ja virtausten ympäristövaikutukset. Helsinki 1993.
167. Shuibo, Pan (ed.) & Loukola, Erkki (ed.): Chinese-Finnish cooperative research work on dam break hydrodynamics. Helsinki 1993.





ISBN 951-47-8800-1  
ISSN 0786-9592